

Populationsökologische Untersuchungen
an Erdkrötenlarven
(Bufo bufo L.)

Bruno Viertel

1978

Populationsökologische Untersuchungen an Erdkrötenlarven
(Bufo bufo L.)

D i s s e r t a t i o n
zur Erlangung des Grades

" D o k t o r
d e r N a t u r w i s s e n s c h a f t "
am Fachbereich 21 Biologie
der Johannes Gutenberg-Universität
in Mainz

Bruno Viertel

geb. in Oppenheim

Mainz, 1978



1. Berichterstatter : Prof.Dr. Risler

2. Berichterstatter : Prof.Dr. Kinzelbach

Dekan : Prof.Dr. Risler

Prüfungsvorsitzender : Prof.Dr. von Seelen

Tag der mündlichen Prüfung : 14. August 1978

Inhalt

In Dankbarkeit meinen Eltern gewidmet

1.	Einleitung	1
2.	1. Der Aufbau der Arbeit	2
3.	2. Die Aufgabenstellung	3
4.	3. Die Methodik	4
5.	4. Die Ergebnisse	5
6.	5. Die Diskussion	6
7.	6. Die Zusammenfassung	7
8.	7. Die Literaturverzeichnis	8
9.	8. Die Bibliographie	9
10.	9. Die Anhang	10
11.	10. Die Literaturverzeichnis	11
12.	11. Die Bibliographie	12
13.	12. Die Anhang	13
14.	13. Die Literaturverzeichnis	14
15.	14. Die Bibliographie	15
16.	15. Die Anhang	16
17.	16. Die Literaturverzeichnis	17
18.	17. Die Bibliographie	18
19.	18. Die Anhang	19
20.	19. Die Literaturverzeichnis	20
21.	20. Die Bibliographie	21
22.	21. Die Anhang	22
23.	22. Die Literaturverzeichnis	23
24.	23. Die Bibliographie	24
25.	24. Die Anhang	25
26.	25. Die Literaturverzeichnis	26
27.	26. Die Bibliographie	27
28.	27. Die Anhang	28
29.	28. Die Literaturverzeichnis	29
30.	29. Die Bibliographie	30
31.	30. Die Anhang	31
32.	31. Die Literaturverzeichnis	32
33.	32. Die Bibliographie	33
34.	33. Die Anhang	34
35.	34. Die Literaturverzeichnis	35
36.	35. Die Bibliographie	36
37.	36. Die Anhang	37
38.	37. Die Literaturverzeichnis	38
39.	38. Die Bibliographie	39
40.	39. Die Anhang	40
41.	40. Die Literaturverzeichnis	41
42.	41. Die Bibliographie	42
43.	42. Die Anhang	43
44.	43. Die Literaturverzeichnis	44
45.	44. Die Bibliographie	45
46.	45. Die Anhang	46
47.	46. Die Literaturverzeichnis	47
48.	47. Die Bibliographie	48
49.	48. Die Anhang	49
50.	49. Die Literaturverzeichnis	50
51.	50. Die Bibliographie	51
52.	51. Die Anhang	52
53.	52. Die Literaturverzeichnis	53
54.	53. Die Bibliographie	54
55.	54. Die Anhang	55
56.	55. Die Literaturverzeichnis	56
57.	56. Die Bibliographie	57
58.	57. Die Anhang	58
59.	58. Die Literaturverzeichnis	59
60.	59. Die Bibliographie	60
61.	60. Die Anhang	61
62.	61. Die Literaturverzeichnis	62
63.	62. Die Bibliographie	63
64.	63. Die Anhang	64
65.	64. Die Literaturverzeichnis	65
66.	65. Die Bibliographie	66
67.	66. Die Anhang	67
68.	67. Die Literaturverzeichnis	68
69.	68. Die Bibliographie	69
70.	69. Die Anhang	70
71.	70. Die Literaturverzeichnis	71
72.	71. Die Bibliographie	72
73.	72. Die Anhang	73
74.	73. Die Literaturverzeichnis	74
75.	74. Die Bibliographie	75
76.	75. Die Anhang	76
77.	76. Die Literaturverzeichnis	77
78.	77. Die Bibliographie	78
79.	78. Die Anhang	79
80.	79. Die Literaturverzeichnis	80
81.	80. Die Bibliographie	81
82.	81. Die Anhang	82
83.	82. Die Literaturverzeichnis	83
84.	83. Die Bibliographie	84
85.	84. Die Anhang	85
86.	85. Die Literaturverzeichnis	86
87.	86. Die Bibliographie	87
88.	87. Die Anhang	88
89.	88. Die Literaturverzeichnis	89
90.	89. Die Bibliographie	90
91.	90. Die Anhang	91
92.	91. Die Literaturverzeichnis	92
93.	92. Die Bibliographie	93
94.	93. Die Anhang	94
95.	94. Die Literaturverzeichnis	95
96.	95. Die Bibliographie	96
97.	96. Die Anhang	97
98.	97. Die Literaturverzeichnis	98
99.	98. Die Bibliographie	99
100.	99. Die Anhang	100

Inhalt

	Seite
I. Einleitung	4
II. Arbeitsmethoden	8
1. Abundanzuntersuchung	10
2. Ätilität, Längenwachstum, Gewichtsveränderung und Gewichtszustandswert	14
3. Die Nahrungsgrundlage und das Nahrungsspektrum	16
a) Das Plankton	16
b) Substrat	19
c) Der organische Gehalt und Detritus	19
4. Abiotische Faktoren	19
5. Der Versuchsteich	21
III. Ergebnisse	23
1. Abundanzen	23
a) Köpfchenweiher und Kälberteich 1976	23
b) Köpfchenweiher 1977 und Teich an der Fasanerie 1977	24
c) Der Versuchsteich	25
d) Die Überlebensrate pro Laichpaar bis zum Abschluß der Metamorphose (St.45) ..	26
e) Prädation	26

2. Längenwachstum, Gewichts=	
zunahme, Gewichtszustands=	
wert und Entwicklungsge=	
schwindigkeit	27
a) Köpfchenweiher 1976 und	
Kälberteich 1976	27
b) Köpfchenweiher 1977 und	
Teich an der Fasanerie 1977	28
c) Der Versuchsteich	
Kontroll- und Prädationsteil	30
3. Die Biomasse der Embryonen	
und Larven	31
4. Die Nahrungsgrundlage und das	
Nahrungsspektrum	32
a) Das Plankton aus den Unter=	
suchungsgewässern	32
b) Das Plankton aus den Därmen	33
c) Organischer Gehalt des	
Wassers und Detritus	34
d) Substrat	34
e) Teile höherer Pflanzen	
im Darm	34
5. Abiotische Faktoren	35
a) Temperatur	35
b) Sauerstoff und pH-Wert ...	35
c) Die übrigen abiotischen	
Faktoren	36

	Seite
IV. Diskussion	37
1. Abundanzen	37
2. Längenwachstum, Gewichtszunahme, Gewichtszustandswert und Ent= wicklungsgeschwindigkeit	45
3. Die Biomasse	47
4. Nahrungsangebot und Nahrungs= aufnahme	48
a) Das Plankton	48
b) Das Substrat und der Detritus	51
c) Die höheren Pflanzen	53
5. Die abiotischen Faktoren	53
V. Zusammenfassung	56
VI. Literatur	57

I. EINLEITUNG

HERREID & KINNEY (1966) und KADEL (1975a) ermittelten Überlebensraten von Rana sylvatica LE CONTE - beziehungsweise von Bufo calamita LAUR.-Larven im Freiland. SAVAGE (1952) publizierte Ergebnisse über Gewichtszunahme von Rana temporaria L. - und Bufo bufo-Larven, jedoch ohne näher auf den Gewichtszustandswert als Maß für den verschiedenen Ernährungszustand und die Nahrungsgrundlage im Demotop (Lebensraum einer Population, SCHWERTFEGGER 1968), wie Plankton, Detritus und Substrat quantitativ einzugehen. Auch wurde in keiner dieser Arbeiten die Ätilität (Entwicklungs-oder Altersstufen in einer Population, SCHWERTFEGGER 1968) berücksichtigt. Ebenso fanden die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Gewässer kaum Berücksichtigung.

Die Erdkröte (Bufo bufo L.) wurde gewählt, weil die Fortpflanzungsbiologie und Laichplatztreue dieser Art bekannt ist (EIBL-EIBESFELD 1950, HEUSSER 1958, 1960, 1963, 1968 a+b, HEUSSER & OTT 1968, JUNGFER 1943, 1951, SAVAGE 1934), so daß Anknüpfungspunkte für die Ökologie der Larven bestehen.

Die Erdkröte ist die häufigste Kröte der Rheinaue. Gerade die Rheinaue steht mit ihrer Biozönose vielfach im Mittelpunkt von Schutzbemühungen, die ohne entsprechende ökologische Untersuchungen und Methodenerprobung undurchführbar sind.

1. Die Ermittlung von Abundanzen und Überlebensraten in Abhängigkeit vom Biotop ist unerlässlich für die Kenntnis der Populationsdynamik und zur Turnover Berechnung. Aufgrund der Laichplatztreue wird immer pro Laichbiotop die gesamte Larven-Abundanz einer Erdkrötenpopulation erfaßt. Von daher ist auch eine Aussage für eine gesamte Population möglich. Die Abundanzuntersuchungen von HERREID & KINNEY (1966) und von KADEL (1975a) haben, da bei den untersuchten Arten keine Laichplatztreue vorliegt, nur begrenzte Aussagekraft für die Population und zeigen nur Tendenzen an.
2. Die Ermittlung von Längenwachstum, Gewichtszustandswert in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot erweitert das Bild über die Autökologie der Erdkrötenlarven. Dabei erwies sich als unabdingbar:
 1. Die Ermittlung der jeweiligen Entwicklungsstadien (Ätilität, SCHWERDTFEGER 1968) der Larven zur Herstellung der Vergleichbarkeit innerhalb der vorliegenden Untersuchung und im Hinblick auf folgende Untersuchungen.
 2. Die chemische Analyse der Wässer aus den Untersuchungsbiotopen zur Bestimmung des Wertes ihrer Vergleichbarkeit untereinander und mit weiteren Untersuchungen.

Die Möglichkeit, die vorliegende Untersuchung im hessischen Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsaue in der Rheinaue durchzuführen, wurde durch einen Werkvertrag über die Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz mit dem Hessischen Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt in Wiesbaden gegeben. Zusätzliche verbreitungsbiologische und ökologische Arbeiten wurden an weiteren Amphibienarten durchgeführt, ergänzend auch im hessischen Naturschutzgebiet Lampertheimer Altrhein. Die Ergebnisse sind zusammen mit geobotanischen (DISTER) und entomologischen (FRITZ und HEIMER) Untersuchungen Teil eines Pflegeplanes für diese schützenswerten Auengebiete. Die neue Schutzverordnung vom 15.2.78 für das NSG Kühkopf-Knoblochsaue (veröffentlicht im Staatsanzeiger für das Land Hessen vom 27.2.78 mit Inkrafttreten vom 1.3.78) geht zum Teil auf die aufgeführten Arbeiten dieser Kollegen und mir zurück.

Dank gebührt den beiden Betreuern dieser Arbeit, den Herren Prof.Dr.RISLER (Mainz) und Dr.KLEMMER (Senckenberg-Institut Frankfurt), ebenso Herrn Prof.Dr.ANDRES (Mainz) für seine embryologischen Ratschläge, Herrn Prof.Dr.KINZELBACH (Mainz), Herrn Prof.Dr.URICH (Mainz), Herrn Prof.Dr.ROMER (Mainz) und Herrn Dr.VOLLENWEIDER (Mainz) für die Erlaubnis zur Benutzung der Geräte, sowie Herrn Prof.Dr.HEMMER (Mainz). Besondere Anerkennung gilt Herrn Dr.LELEK (Senckenberg-Institut Frankfurt) für seine praktische und theoretische Unterstützung bei der

Ermittlung des Fischartenspektrums in den Freilandbiotopen.

In den Dank einzuschließen sind auch die finanziellen und organisatorischen Hilfen des Landes Hessen und die Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz.

II. ARBEITSMETHODEN

Als Untersuchungsbiotope wurden 1976 der Kälberteich und der Köpfchenweiher, 1977 der Teich an der Fasanerie und der Köpfchenweiher im Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsau gewählt. Folgende Gründe waren hierfür maßgebend:

1. Es handelt sich um isolierte Biotope ohne Anschluß an das Altarmsystem. Eine klare Begrenzung von Biotopen und damit des Demotopes der betreffenden Population ist aber für die Abundanzuntersuchung unabdingbar.
2. Sie sind alle etwa gleich groß (ca. 1000 m^2). Ihre Lage ist verschieden: Der Kälberteich ist ein reiner Auwaldteich, der Köpfchenweiher ist zwar auch von Auwald umschlossen, aber nach Norden hin offen, und der Teich an der Fasanerie liegt im Offenland, umgeben von Ackerfläche. Die Waldkulisse ist ca. 150 Meter entfernt.
3. Der Besatz an möglichen Räubern (Fische) ist verschieden.
4. Konkurrierende Anurenlarven sind in Abundanz und Art nur gering vertreten. Rana arvalis NILS. laichte in den Gewässern zwar ab, jedoch konnten bei den wöchentlichen Abundanzfängen keine oder

nur wenige (ca. 10 Larven im Köpfchenweiher 1976) gefangen werden. Pelobates fuscus LAUR. wurde zwar gehört, Larven wurden aber keine festgestellt.

Unmöglich war es, im Freiland den Laich quantitativ zu erfassen, da die Populationen ungefähr zur gleichen Zeit ablaichten und die Laichmengen sehr groß waren. Hinzu kommt noch, daß die Gallerte etwa nach der Neurulation viel von ihrer mechanischen Festigkeit einbüßt, so daß mit der Schädigung der Embryonen durch das Herausnehmen gerechnet werden mußte, was das gesamte Untersuchungsziel in Frage gestellt hätte. Eine volumetrische Schätzung ist, wie sich bald herausstellte, auf Grund der verschiedenen Quellungszustände der Laichschnüre zu ungenau und daher nicht anwendbar.

Die Arbeiten gestalteten sich im ersten Untersuchungsjahr 1976 (Laichzeiten 5.-7.April), bedingt durch den niedrigen Wasserstand, in ihrer Durchführung im Gelände sehr viel weniger schwierig als im darauf folgenden Jahr. Die hohen Wasserstände im Jahr 1977 und ihr kurzes Absinken kurz nach der Erdkrötenlaichzeit (Köpfchenweiher, Kälberteich und Teich an der Fasanerie vom 16.-18. März) ließen bis zum 22.März den Laichplatz im Kälberteich fast gänzlich trocken fallen. Notgedrungen mußten nach wenigen Abundanzuntersuchungen, die eine sehr geringe Überlebensrate von nur 908 Embryonen vom Stadium 23.2 (22.April) zeigten, die Fänge in diesem Gewässer eingestellt werden. Statt dessen wurde die Larvalpopulation im Teich an der

Fasanerie untersucht. Es wurden jedoch zum Vergleich auch dem Kälberteich Wasser- und Substratproben entnommen, ebenso auch Temperatur, pH-Wert und Sauerstoff gemessen.

Schon bei den vorangegangenen Untersuchungen war es klar, daß aus Gründen der besseren Kontrollier- und Vergleichbarkeit ein freilandähnliches Gewässer unabdingbar war, in dem Prädation (Prädatoren bedeutet Räuber, SCHWERTFEGER 1975, Prädation bedeutet Räuber-Beute Verhältnis, TISCHLER 1976) und Mortalität beobachtet werden konnten. Mit der Schaffung eines 3 x 4 Meter großen Teiches im elterlichen Garten in der Rheinaue wurde diese Möglichkeit im Februar 1977 gegeben.

1. Abundanzuntersuchung

Zur Ermittlung der jeweiligen Populationsgröße (Abundanz) wurde eine der bekannten Wiederfangmethoden gewählt (BAILEY 1952, WELCH 1960). Die Markierung der Larven erfolgte mit 0.005 %igem Neutralrot (HERREID & KINNEY 1966, ROMEIS 1968). Die Larven mußten 15 Minuten im Färbebad (2000 ml) exponiert werden, kurz nach der entsprechenden Verdünnung der 1 %igen Standardlösung. Der Wiederfang erfolgte 24 Stunden später. Die beschriebene Methode ist mit den folgenden Voraussetzungen erfolgreich anwendbar (nach SOUTHWOOD 1966, RICKER 1956):

1. Die Markierungsmethode darf die Überlebenschance des betroffenen Individuums nicht beeinträchtigen.
2. Die markierten Individuen müssen in der Gesamtpopulation statistisch gleich verteilt sein.
3. Der Wiederfang muß den gesamten Demotop der Population erfassen.
4. Die Markierung muß leicht erkennbar sein.
5. Die Tiere dürfen durch die Markierung nicht leichter oder schwerer zu fangen sein.
6. Das Zeitintervall zwischen dem Aussetzen der markierten Tiere und dem Wiederfang muß beträchtlich kleiner sein, als die gesamte Untersuchungsdauer.
7. Die Intervalle zwischen dem Aussetzen und dem Wiederfang müssen immer gleich sein.

Tabelle 1 : Färbekontrollen (Neutralrot 0.005 %ig,
15 Minuten exponiert)

Datum	Anzahl angefärbt	Anzahl lebend nach 48 h	Anzahl tot nach 48 h
13.4.	100	100	0
24.4.	100	100	0
26.4.	100	96	4
3.5.	100	100	0
10.5.	100	99	1
20.5.	100	100	0
25.5.	50	48	2
1.6.	50	50	0
8.6.	50	50	0

Wie Tabelle 1 zeigt, ist das physiologische Überleben der Larven nur geringfügig beeinflusst. Auffällig ist, daß Larven (Stadium 26-28) des Rana esculenta-Komplexes die gleiche Konzentration nicht tolerieren. Im Verhalten waren keine Besonderheiten auffällig. Da die Pigmentierung der untersuchten Art sehr dicht ist, fällt die Rotfärbung nur wenig auf, so daß keine höhere Prädation angenommen werden kann. Somit kann Punkt 1. als erfüllt betrachtet werden, ebenso Punkt 5. .

Die gleiche Verteilung der Markierten im Demotop wird durch das Aussetzen an allen Fundstellen in annähernd dem gleichen Zahlenverhältnis und die gegebene Möglichkeit der aktiven Vermischung

mit den Nichtmarkierten im 24 h Zeitraum gesichert. Das Letztere trifft auf Embryonalstadien, z.B. Stadium 22, mit dem noch ausgebildetem Haftorgan nicht in diesem Maße zu, da diese Tiere weit weniger vagil sind und zum Teil noch außen an der Laichgallerte hängen. Daher kann es zu Fehlmessungen kommen (cf. Köpfchenweiher 1977).

Der fast ausschließliche Aufenthalt der Larven in der Flachwasserzone erleichterte Fang und Wiederfang und somit auch die Erfüllung von Punkt 3. .

Die Markierung war 48 h lang gut erkennbar, jedoch nach einer Woche vollständig verschwunden, so daß die erste Markierung die folgende usw. nicht beeinträchtigte (Punkt 5.).

Das immer eingehaltene Zeitintervall von 24 h und die lange Untersuchungsdauer von mindestens 5 Wochen (Teich an der Fasanerie) und meist mehr, entsprechen den Forderungen von Punkt 6. und 7. .

Die statistische Auswertung des Zahlenmaterials erfolgte nach WELCH (1960) (siehe Tabellen 2, 3, 4):

Die Gesamtpopulation beträgt $Z = X/P_T$, P_T ist die Wiederfangrate, X die bekannte Anzahl der markierten Larven in der Population:

$P_T = \frac{x}{y + x}$. Hierbei ist x die Anzahl der markierten Larven im Wiederfang und y diejenige der Unmarkierten. Die Varianz von Z ist $S_Z^2 =$

$$\left(\frac{X}{P_T^2} \right)^2 \cdot S_{P_T}^2 ; \quad S_{P_T} = P_T \frac{1 - P_T}{x + y}$$

Die Abundanzkurven sind zusammen mit den Mortalitätsraten je Probenzeitraum gegen die Probedaten und zusammen mit den Mortalitätsraten in 24 h gegen die Entwicklungsstadien abgetragen (Abb. 3a,b; 4a,b; 5a,b).

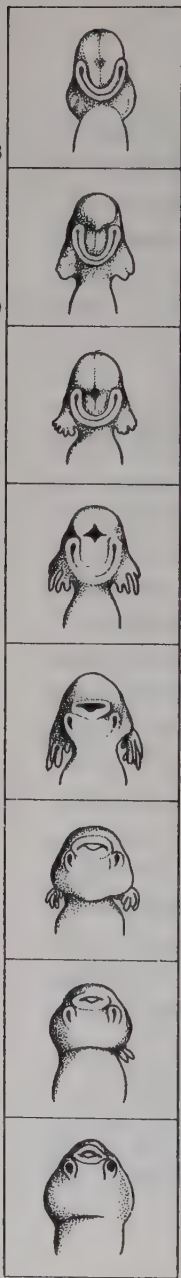
2. Ätilität, Längenwachstum, Gewichtsveränderung und Gewichtszustandswert

Wöchentlich wurden 50 Larven (in späteren Stadien manchmal nur 25) in 3 %igem Formol fixiert und zur Untersuchung von Ätilität (hier Entwicklungsstadien), Längenwachstumsrate, Gewichtszunahme, Gewichtszustandswert und Nahrungsspektrum einbehalten. Auch vor Beginn der Abundanzfänge geschah dies.

Von den vorhandenen Normentafeln erscheint diejenige von LIMBAUGH & VOLPE (1957) über die Entwicklung von Bufo valliceps WIEGMANN aus Gründen der einwandfreien graphischen und übersichtlichen Darstellung als am besten verwendbar. Abb. 1 gibt die wesentlichen Angaben der Normentafel wieder. Es ergab sich, daß zur genaueren Bestimmung, Zwischenstadien eingeführt wurden. Die Tafel von CAMBAR & GIPOULOUX (1956) über Bufo bufo konnte der weniger präzisen Abbildungen wegen nicht benutzt werden, desgleichen auch die Tafel von CONTE & SIRLIN (1952) über Bufo arenarum und GOSNER (1960).

STADIEN

18
19
20
21
22
23
24
25



Operkular Falte

Operculum rechts geschlossen

Operculum komplett geschlossen

Abb.1: Embryonal- und Larvalstadien von Bufo valliceps WIEGMANN; es sind die wichtigsten Parameter aus LIMBAUGH and VOLPE (1957) herausgezeichnet⁺

⁺Dank gebührt hierfür Frau Klose-Baison.

STADIEN

26



Beinknospenlänge $< 1/2 \times$ Durchmesser

27



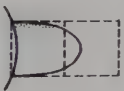
Beinknospenlänge $\approx 1/2 \times$ Durchmesser

28



Beinknospenlänge $\approx 1 \times$ Durchmesser

29



Beinknospenlänge $\approx 1 \frac{1}{2} \times$ Durchmesser

30



Beinknospenlänge $= 2 \times$ Durchmesser

31



Beinknospen paddelförmig

32



Zehen 5-4 unterscheidbar

STADIEN

33



Zehen 5-4; 4-3 unterscheidbar

34



Zehen 5-4; 4-3; 3-2 unterscheidbar

35



Zehen 2-1 geringfügig unterscheidbar

36



Zehen 1 und 2 noch verwachsen, die anderen getrennt

37



alle 5 Zehen getrennt, kein Metatarsal Tuberkel

38



Metatarsal (Praehallux) Tuberkel

39



pigmentfreie Zonen, die die Subartikular Tuberkel voranzeigen

STADIEN

40



Subartikular Tuberkel

41



transparente Bedeckung über der Vorderextremität

42



Mundwinkel vor dem Nasenloch

43



Mundwinkel zwischen Nasenloch und Augenmittelpunkt

44



Mundwinkel zwischen Augenmittelpunkt und dem äußeren Augenwinkel

45



Mundwinkel am äußeren Augenwinkel

46



Metamotphose beendet

Die Entwicklung der beiden Arten ist nicht verschieden (ANDRES mündlich). Sie entspricht im Freiland natürlich nicht haargenau den im Labor bei konstanten Bedingungen gewonnenen Ergebnissen. Mit Sicherheit sind die Entwicklungsunterschiede innerhalb einer Art unter unterschiedlichen Bedingungen größer (wie diese Untersuchung zeigt), als zwischen den beiden Arten unter konstanten Bedingungen. Der Verfasser hielt allerdings im gegebenen Falle die Einführung von Zwischenstadien für sinnvoll, wie z.B. 29 fr.(früh) oder 29 sp.(spät).

Die Bestimmung der Stadien und die Längenmessungen wurden unter einem Binokular mit Hilfe eines Meßokulars durchgeführt; die Larven wurden mit einer Feinwaage gewogen. Um Fehlwägungen zu verhindern, wurde jedes Individuum zuvor auf Filterpapier gelegt und so von anhaftendem Formol befreit. Die so ermittelten Ergebnisse gingen als Mittelwerte ($\bar{x}$) je Probe mit den entsprechenden Standardabweichungen (s) in die Tabellen 7, 9 und 11 und die Abb. 7a,b; 8a,b; 9a,b ein.

Zur Berechnung der Ätilitäten der verschiedenen Larvalpopulationen mußte die Differenzierung mathematisiert werden: 28.6 für 29 fr. und 29.4 für 29 sp. . Dies entspricht jeweils einer Erniedrigung oder Erhöhung um 0.4 . Bei den Stadien 23 bis 25 sp. wurde vorwiegend Wert auf die Entwicklung der Opercula gelegt, da der Abbau des Haftapparates sehr stark variierte.

Die Produktmomentkorrelation Länge/Gewicht ($r_{1.l.c.-Gew.}$) wurde für jede Probe errechnet, die

Korrelationen Stadium/Länge ($r_{\text{St.-l.c.}}$), Stadium/Gewicht ($r_{\text{St.-Gew.}}$) und nochmals Länge/Gewicht ($r_{\text{l.c.-Gew.}}$) je Biotop und Untersuchungsjahr.

Der Vergleich der synchronen Mittelwerte der zu untersuchenden Biotope mit dem t-Test sicherte deren Unterschiede bzw. Gleichheit statistisch ab (CAMPBELL 1971, GOULDEN 1952, HASELOFF & HOFFMANN 1970, KOLLER 1969 und SACHS 1974).

Die Mittelwerte, Standardabweichungen und Produktmomentkorrelationen wurden mit dem Advanced Programming Calculator Wang 700 (Programm Statistical Package 1971 A / St 5) errechnet.

Die Ermittlung des Gewichtszustandswertes b ist mit Hilfe der Funktion $\log b = \log \text{Gewicht} - 3 \cdot \log \text{Länge}$ aus der Allometriegleichung $\text{Gewicht} = b \cdot \text{Länge}^3$ ($y = bx^a$) (von BERTALANFFY, BEIER & LAUE 1977), möglich. Die Integrationskonstante b beinhaltet alle Größen, die außer der Körperlänge die Variable Gewicht bestimmen. Daher ist sie als größenunabhängige Maßzahl des Gewichtszustandes (hier des Ernährungszustandes) verwendbar.

3. Die Nahrungsgrundlage und das Nahrungsspektrum

a) Das Plankton

Zur Entnahme der Planktonproben wurden mit einer 100 ml Vollpipette jeweils in der Flachwasserzone an 5 Stellen zusammen 500 ml Teichwasser entnommen, an Ort und Stelle filtriert (Papierfilter Marke

Seleka der Firma Schleicher und Schüll No 595, $\varnothing$ 1 25 mm) und in 3 %igem Formol fixiert.

Die Untersuchung des Darminhaltes der Larven machte die Präparation des vorderen Darmabschnittes (cf. BARRINGTON 1946) bis in die Höhe des caudalen Endes des Pankreas erforderlich. Dieser Darmabschnitt wurde in etwa 10 Stücke zerschnitten und im Homogenisator (Type ho/e der Firma Edmund Bühler) bei 2000 Umdrehungen/Minute ausgespült. Wie Vorversuche gezeigt hatten, blieben bei dieser Behandlung auch sehr fragile Plankter, wie z.B. Synedra, unbeschädigt. Jede Probe stammte von 5 Tieren, die gleichzeitig mit den Planktonproben den Teichen entnommen worden waren.

Die Auszählung der Proben erfolgte im umgekehrten Mikroskop nach UTERMÖHL (UTERMÖHL 1958). Als Zählkammer diente eine Petrischale aus Plexiglas (Innendurchmesser 85 mm, Grundfläche 2675 mm^2), deren Boden von außen mit einem 5 mal 5 mm Gitter versehen war. Ausgezählt wurden jeweils 100 ($= 2500 \text{ mm}^2$) dieser Quadrate, was einem Flächenanteil von 44.05% entspricht. Zur Bestimmung der Formen wurden DIPPEL (1904), GROSPIETSCH (1972), HUSTEDT (1909), LINDAU (1926), RUTTNER-KOLISKO (1972) und RYLOV (1935) herangezogen. Die Gesamtzahl der bestimmten Organismen wurde zur besseren Vergleichbarkeit in Promille-Anteile je Form umgerechnet.

Die Größenmessung der Plankter mit dem Meßokular (10-faches Meßokular, Gesamtvergrößerung 10 x 40), ermöglichte die Untersuchung der Frage, ob die

Larven die Nahrung nach ihrer Größe selektiv filtern. Zur statistischen Auswertung wurden Größe und Promille-Anteil pro Planktonform gegenüber gestellt und jeweils je Biotop und Untersuchungsjahr die Korrelation mit dem Rangkorrelationskoeffizienten τ nach KENDALL (CAMPBELL 1971) überprüft. In der Tabelle 22 ist r_{KDG} der Zusammenhang Plankteranteil im Darm und deren Größe, r_{KTG} der Zusammenhang Plankteranteil im Teich und deren Größe. Als r_{KTD} gilt der Zusammenhang der Anteile der einzelnen Formen in Teich und Darm. Weiterhin zeigt der multiple Korrelationskoeffizienten wie r_{KDG} von den Zufallsvariablen r_{KDT} und r_{KTG} abhängt (SACHS 1974).

In den Tabellen 23a,b; 24a,b; 25a,b; 26a,b sind die 5 häufigsten Formen zusammen mit ihrer Größe jeweils pro Gewässer- und Darmprobe aufgelistet. Daneben gestellt ist zum Vergleich aber auch der Anteil derselben Formen pro Darm bzw. Gewässer. In einer weiteren Spalte ist festgehalten, ob im Darm der Promille-Anteil der Formen größer (+) oder kleiner (-) ist als im Gewässer. Zur besseren Übersicht findet man die Häufigkeit dieser Fälle für alle Darmproben pro Planktonform in Tabelle 27 dargestellt.

b) Substrat

Unter Substrat wird in den folgenden Ausführungen der Teichboden verstanden. Zur Bestimmung des organischen Gehaltes der verschiedenen Teichböden in den Flachwasserzonen wurden Proben in Blechdosen gebracht und im Exikator mit CaCl_2 5 Tage lang getrocknet. Zur Wägung der einzelnen Proben (je 5 pro Gewässer) stand eine Analysenwaage Mettler H 33 mit einer Genauigkeit von 0.1 mg zur Verfügung. Die Veraschung erfolgte in Porzellanschalen im Tiegelofen (220 Volt) 120 Minuten lang bei 850-1000 °C. Das arithmetische Mittel für je 5 Proben wurde errechnet.

c) Der organische Gehalt und Detritus

Zur Bestimmung des Gehaltes an gelösten organischen Stoffen wurde der Kaliumpermanganatverbrauch geschätzt (SCHWOERBEL 1966).

4. Abiotische Faktoren

Zur Charakterisierung der Temperaturverhältnisse in den Larvalbiotopen war es notwendig den Tagesgang der Temperatur während der Zeit der

größten Insolation (Sonneneinstrahlung) festzustellen (Kälberteich, Köpfchenweiher und Teich an der Fasanerie am 10.5. und 13.6.77 von 8-20 h). Für die Sauerstoffmessungen wurde das Batterie-getriebene Sauerstoffmeßgerät in Verbindung mit dem zur Eichung vor Ort notwendigen Sauerstoffwertgeber mit einer Meßgenauigkeit von $\pm 1\%$ (bei $1 \text{ mg O}_2 \pm 2\%$) eingesetzt. Die Messungen des pH-Wertes erfolgte mit einem Batterie-getriebenen pH-Meter mit einer Skalengenauigkeit von 0.1. Die Eichung konnte im Gelände mit Puffer pH 4 und pH 7 durchgeführt werden. Alle genannten Messungen erfolgten zusammen mit einem Helfer etwa zur gleichen Zeit. Der Tagesgang der Temperatur im Versuchsteich wurde mit Minimum- und Maximumthermometer vom 10.4.77 bis zum 28.8.77 gemessen.

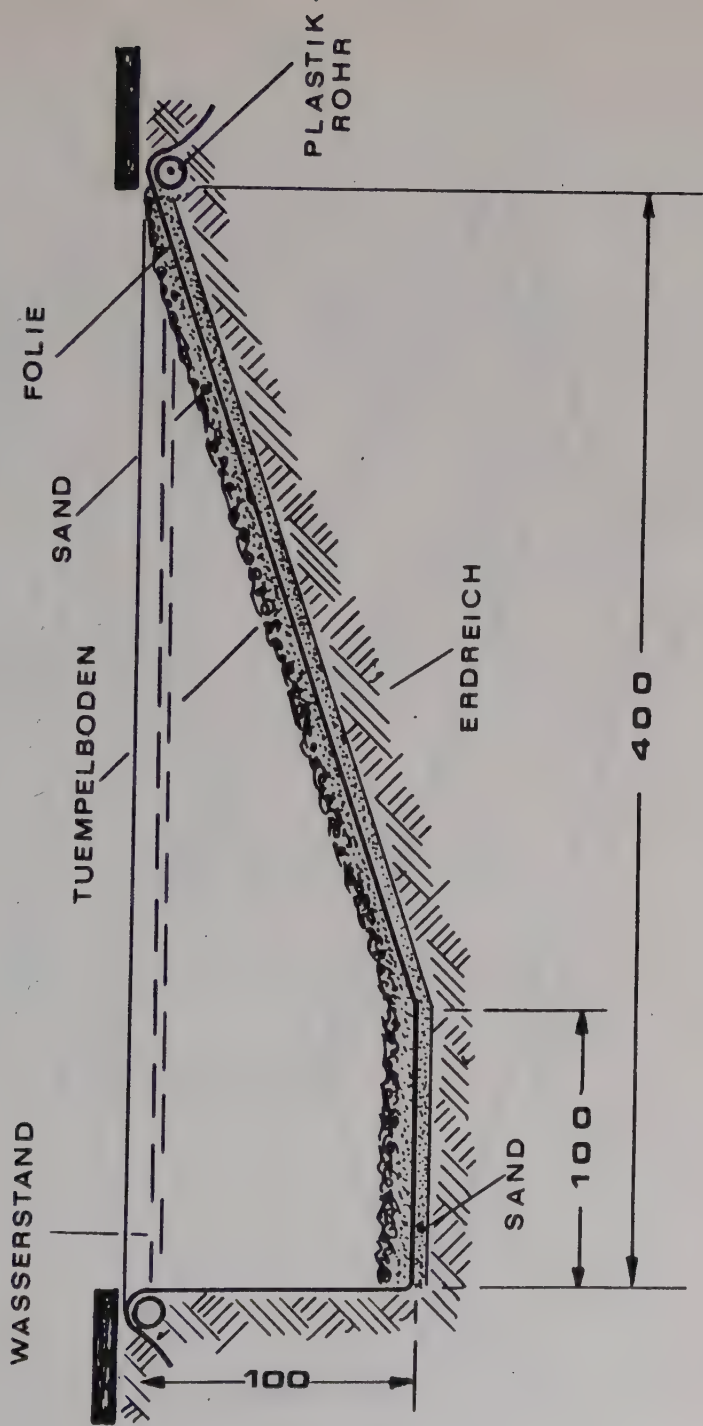
Die quantitativen Bestimmungen von Ammonium (NH_4^+), wasserlöslichem Phosphat (PO_4) und Nitrat (NO_3^-) wurde mit dem Zeiss-Spektralphotometer PM2D (Quecksilberlampe) vorgenommen. Der Ansatz der Reagenzien für die Ammonium- und Phosphatbestimmungen erfolgte in Anlehnung an SCHWOERBEL (1966) mit Modifikationen: Die Phosphatbestimmung gelang mit der Zinn-II-chloridlösung nicht, da die angesäuerte Molybdatlösung mit dem Reduktionsmittel Zinn auch ohne Phosphat reagiert. Statt dessen wurde Ascorbinsäure als Reduktionsmittel benutzt. Das Phosphat wurde nach 25 Minuten bei 700 nm und das Ammonium nach 15 Minuten bei 425 nm photometriert. Zur Nitratbestimmung (nach MERCK, 4. Aufl.) mußten zur

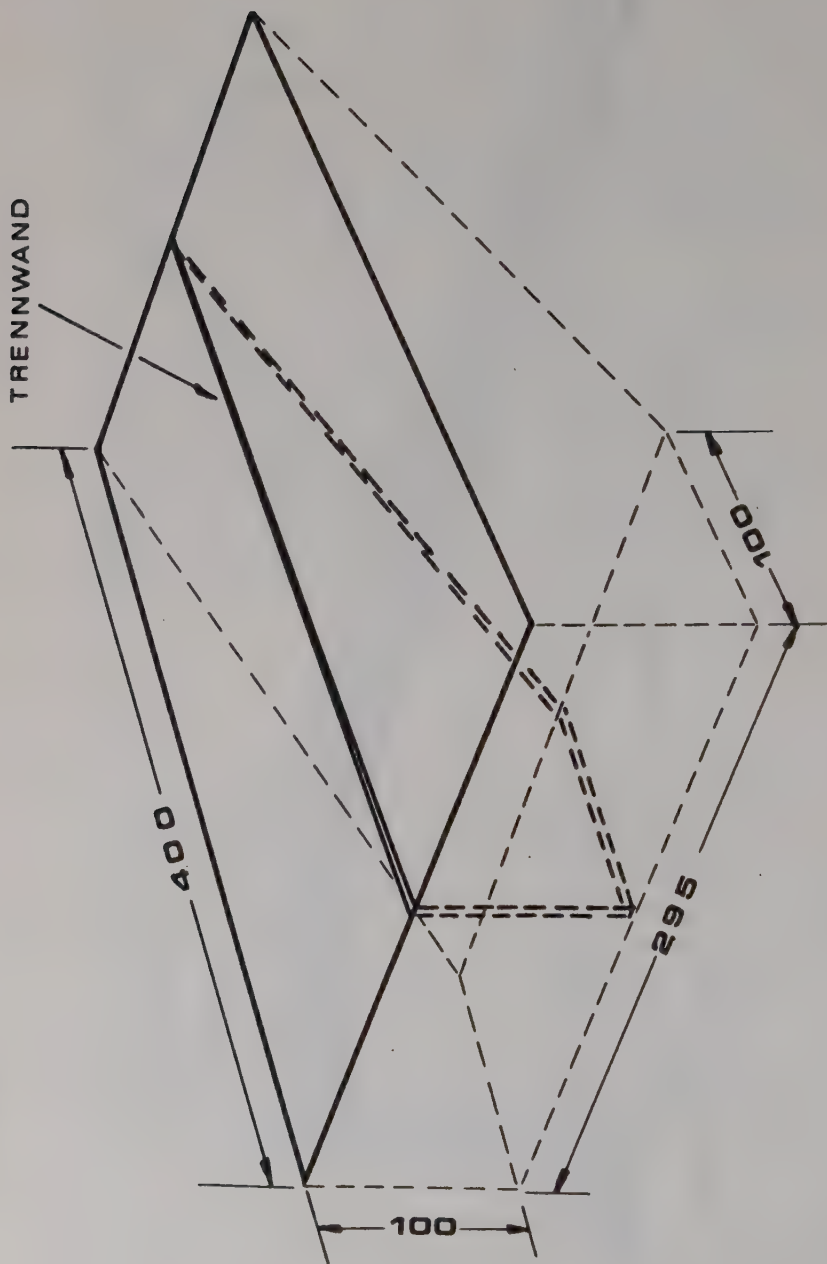
genaueren Messung die Proben (10 ml) 1:3 verdünnt werden. Dann wurde nach 15 und 45 Minuten bei 420 nm photometriert. Zu den Bestimmungen von Karbonathärte und festgebundener Kohlensäure kamen wiederum die Angaben bei SCHWOERBEL (1966) zur Anwendung.

Die Calcium-und Chloridbestimmung gelang titrimetrisch (Aquamerck Art. 11 110 und Art. 11 106, Meßgenauigkeit: 2 ppm). Die Eisen-und Nitritbestimmung wurde kolorimetrisch vorgenommen (Aquamerck Art. 8023, 8013 und Art. 8036, 8037). Die Abstufungen betrugen 0.1, 0.3, 0.5, 1.0, 2.5, 5.0, 7.5, 12.5, 25 und 50 ppm. (Eisenbestimmung) und 0.025, 0.05, 0.1, 0.25, 0.5, 1, 2, 5, 10 und 20 ppm (Nitritbestimmung).

5. Der Versuchsteich

Ein Versuchsteich erlaubte die Ermittlung von Vergleichswerten zur genaueren Untersuchung von Prädation und Wachstum (Größe und Aufbau siehe Abb. 2a,b). Zur Abdichtung des Teiches diente eine schwarze Lupolenfolie (siehe BASF, 4.Aufl.). Mittels einer Trennwand aus Nylongaze konnte der Teich in einen Kontrollteil und einen gleich großen Prädationsteil geteilt werden. Eine Abdeckung aus Nylongaze verhinderte den Einflug von eventuell kaulquappenfressenden Insekten, ebenso die Migration der neu metamorphosierten Bufo bufo.





Die Vegetation bestand aus Chara, Elodea canadensis MICH., Potamogeton lucens L., Potamogeton crispus L., Myriophyllum spicatum L., Ceratophyllum demersum L., Ranunculus fluitans IAM., Hippuris vulgaris L., Nuphar luteum L., Lemna trisulca L., Alisma plantago-aquatica L., Sagittaria sagittifolia L., Butomus umbellatus L. und Typha angustifolia L. (RAUH & SENGHAS 1968)

Von 4 Laichpaaren (aus dem Köpfchenweiher am 21.3.77) wurden für jeden Teil des Teiches 6400 Eier (Stadien 4-8) ausgezählt. Dabei wurde darauf geachtet, daß der Laich jedes Paares immer zur Hälfte in die beiden Teile eingebracht wurde, um die ggf. genetischen Unterschiede auszugleichen. Der Laich entwickelte sich auf Nylongaze liegend etwa 5 cm vom Untergrund entfernt und etwa 15 cm unter Wasser.

Am 24.4 wurden 5 Triturus cristatus LAUR. bis zum 8.5. eingesetzt, ab 8.5. bis zum 22.5.
4 Anisopterenlarven, vom 22.5. bis zum 5.6.
6 Aeschnidenlarven und vom 22.5. bis zum 24.7.
8 Imagines von Dytiscus marginalis L. (alle aus dem Köpfchenweiher) in den Prädationsteil eingesetzt.

III. ERGEBNISSE

1. Abundanzen

a) Köpfchenweiher und Kälberteich 1976

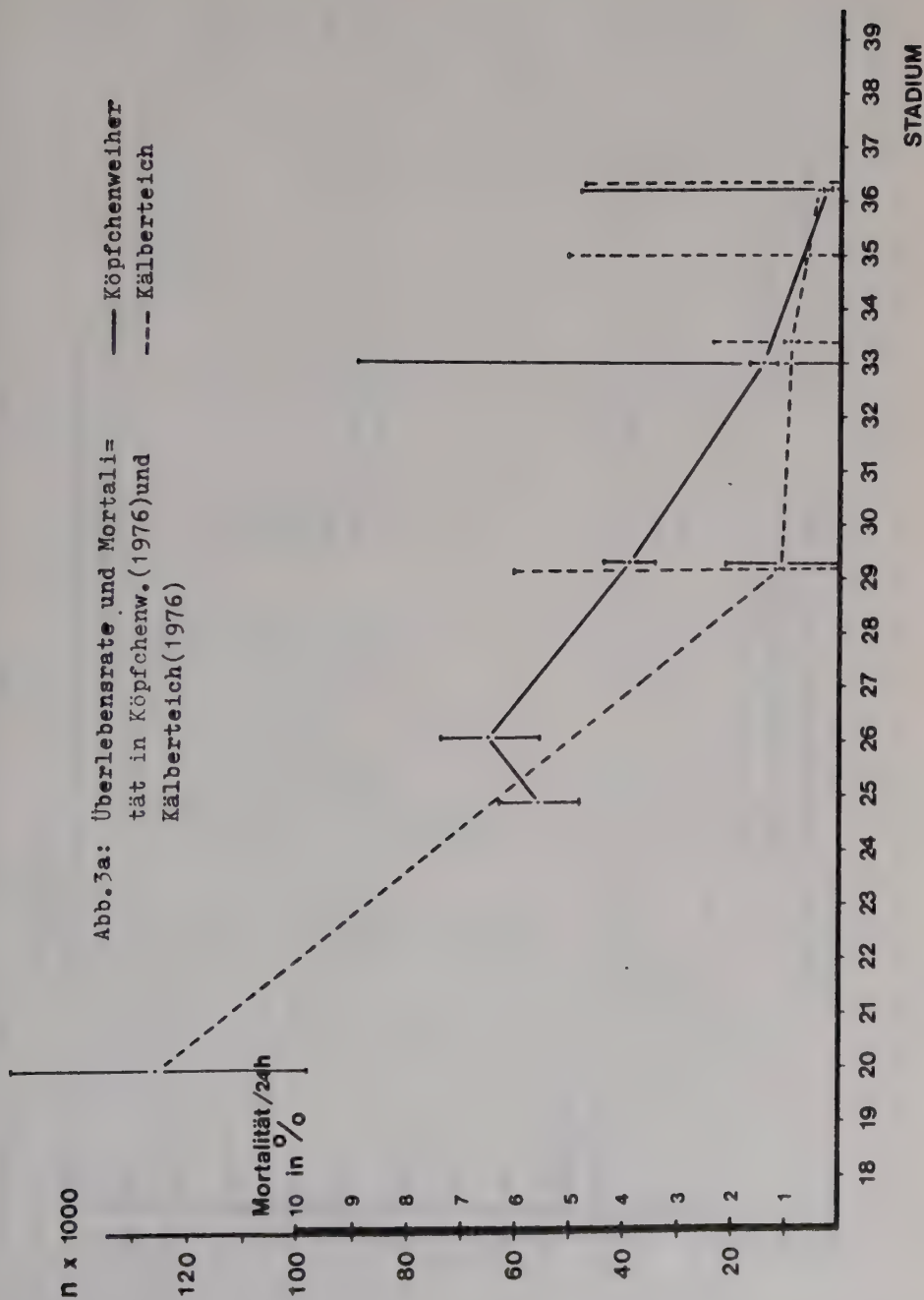
(Abb. 3a,b; Tabellen 2, 5)

Der Vergleich der Abundanzkurven der beiden Biotope zeigt sehr deutlich die unterschiedlichen Überlebens-bzw. Mortalitätsraten im Laufe der Embryonal-und Larvalentwicklung. Da sich die Fehlerbereiche nicht überschneiden, muß der unterschiedliche Verlauf als gesichert angenommen werden. Der Anstieg am 2. Meßtag (5.5.76) liegt im Köpfchenweiher mit seinem Fehler (± 9411) im gleichen Bereich wie bei der ersten Messung am 28.4. (± 7845). Somit ist kein Anlaß zur Annahme eines größeren systematischen Fehlers gegeben.

Der steilere Abfall der Abundanz im Kälberteich mit einem scharfen Knick im Bereich des Stadiums 29 und der darauf folgende extrem asymptotische Verlauf ist in den Ergebnissen vom Köpfchenweiher- und dem Teich an der Fasanerie (1977) in gleicher Weise wiederzufinden.

Die weit geringere Änderung des Abfalls der Abundanzkurve Köpfchenweiher 1976 repräsentiert, verglichen mit dem Kälberteich, am Anfang geringere und etwa vom Stadium 29 an größere Mortalität. Die Überlebensraten der beiden Populationen unterscheiden sich vom Stadium 24.6 an wesentlich (Köpfchenweiher 1.95%, Kälberteich 6.29%, Tabelle 5).

Abb. 3a: Überlebensrate und Mortalität in Köpfchenw. (1976) und Kälberteich (1976)



n x 1000

Abb. 3b: Überlebensrate und Mortalität in Köpfchenw. (1976) und Kälberteich (1976)

— Köpfchenweiher
--- Kälberteich

Mortalität
% in %

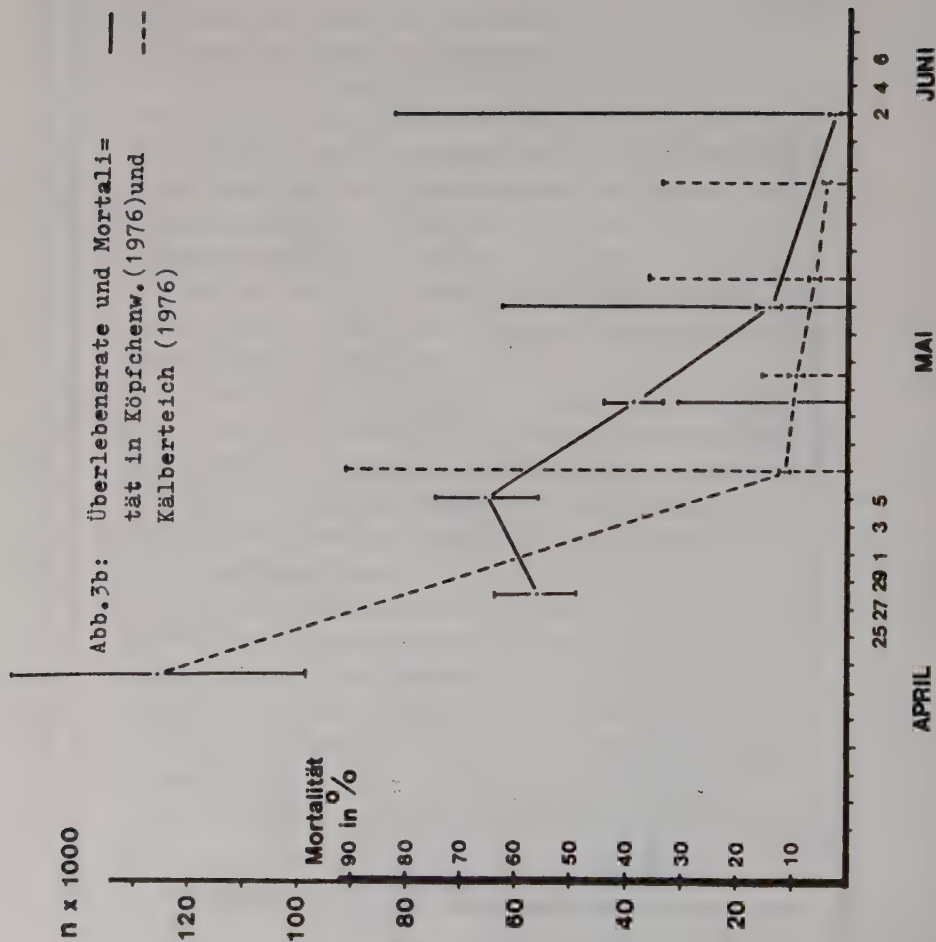


Tabelle 2 : Abundanzen

Öpfenweiher 1976

markierte Individuen ausgesetzt am	Anzahl (X)	Wiederfang nach 24 h		Wiederfang= rate	Standard= fehler von P_T	P_T	SP_T	Abundanz		Mortalität pro Unter= suchungszeitraum				
		(x)	(y)					(x + y)	Z	$\pm$	SP_T	absolut	in %	absolut
27.4	1500	50	1828	1878	0.00370	0.0266	0.00370	56391 $\pm$	7845(13.9%)					
4.5	1500	47	2008	2055	0.00329	0.0229	0.00329	65502 $\pm$	9411(14.4%)					
11.5	1500	51	1274	1325	0.00528	0.0385	0.00528	38961 $\pm$	5343(13.7%)	17430	1245	30.9	1245	2.2
18.5	1000	24	324	348	0.0136	0.0690	0.0136	14493 $\pm$	2856(19.7%)	24468	3495	62.8	3495	9.0
1.6	200	8	93	101	0.0269	0.0792	0.0269	2525 $\pm$	858(34.0%)	11968	855	82.6	855	5.9
Hilberteich 1976														
21.4	1536	21	1697	1718	0.00265	0.0122	0.00265	125902 $\pm$	27355(21.7%)					
6.5	1500	158	1040	1198	0.00978	0.1319	0.00978	11372 $\pm$	843(7.4%)	114530	7635	91.0	7635	6.1
13.5	1200	39	268	307	0.0190	0.1270	0.0190	9449 $\pm$	1414(15.0%)	1923	275	16.9	275	2.4
20.5	530	40	417	457	0.0132	0.0875	0.0132	6057 $\pm$	914(15.1%)	3392	485	35.9	485	5.1
27.5	435	23	189	212	0.0213	0.108	0.0213	4028 $\pm$	794(19.7%)	2029	290	33.5	290	4.8

Das heißt: Im Köpfchenweiher erreichen 168 Larven/Pärchen das Stadium 36.2 bei 15 Laichpaaren und 70 Männchen am Laichplatz und im Kälberteich 69 Larven/Pärchen bei 58 Laichpaaren und 330 unverpaarten Männchen.

b) Köpfchenweiher 1977 und Teich an der Fasanerie 1977
(Abb. 4a,b; Tabellen 3, 5)

Der Fehler der Abundanz am 3. Meßtag (4.5.77) von ± 2793 für den Köpfchenweiher liegt wie 1976 im Fehlerbereich (± 2313) der vorhergehenden Messung (20.4.77). Der schon erwähnte scharfe Knick im Bereich des Stadiums 29 und der folgende asymptotische Verlauf ähneln sich sehr. Jedoch sind die Larvenmengen im Teich an der Fasanerie zunächst größer, nähern sich aber allmählich denen des Köpfchenweiher. Die Abundanz vom 27.5.77 fällt allerdings aus dem Bild heraus. Auffallend ist der Entwicklungsunterschied beim Abknicken der Kurve. Bis zum Stadium 37.4 unterscheiden sich die Überlebensraten mit 8.78% im Köpfchenweiher und 19.57% (bis Stadium 37.7) im Teich an der Fasanerie. Die Überlebensrate betrug pro Pärchen bei 20 Laichpaaren und 120 Männchen am Laichplatz 140 Individuen des Stadiums 37.4 am Köpfchenweiher und bis Stadium 37.7 im Teich an der Fasanerie bei 21 Laichpaaren und 160 Männchen 265 Larven/Pärchen.

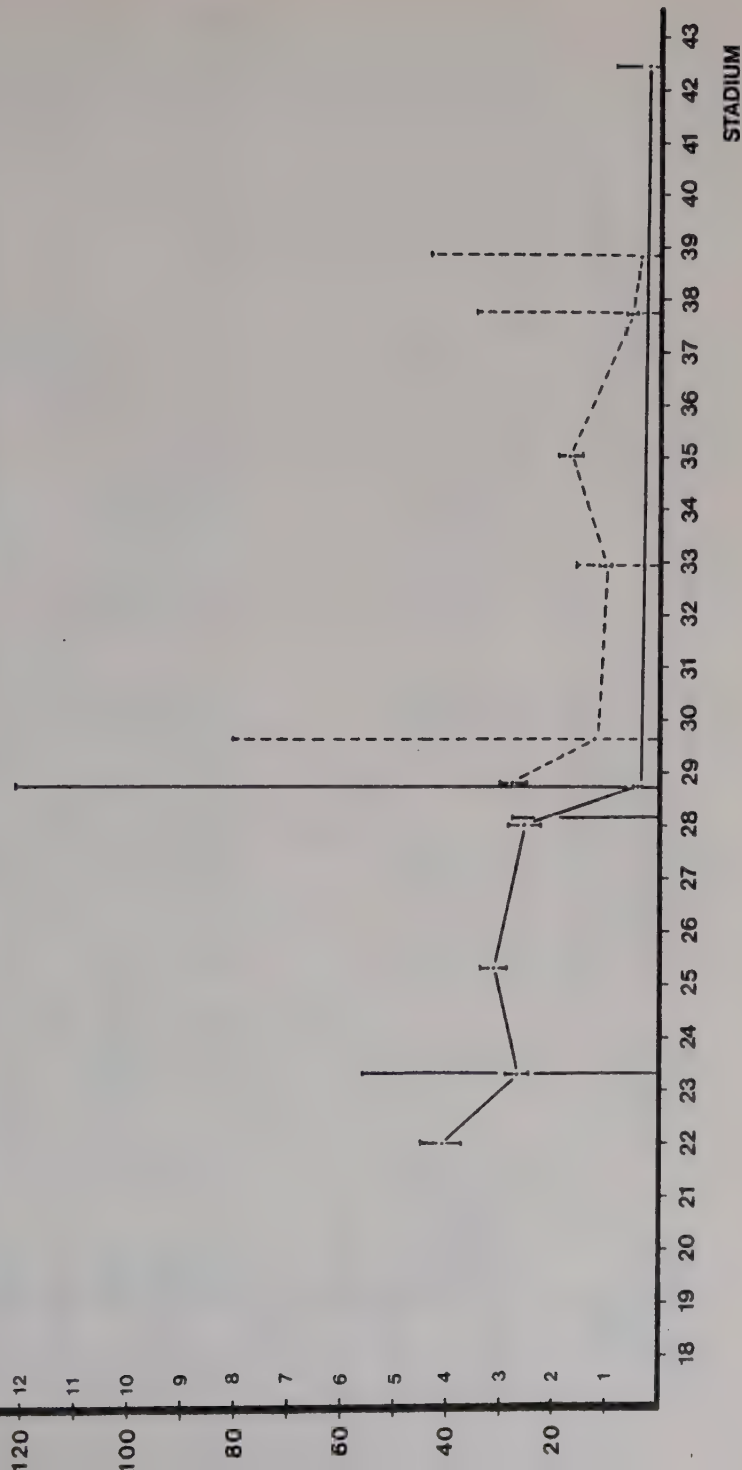
Abb.4a:

Überlebensrate und Mortalität in Köpfchenw. (1977) und Teich an der Fasanerie (1977)

— Köpfchenweiher

--- Teich an der Fasanerie

n x 1000
Mortalität/24h
13 in %



n x 1000

Abb.4b: Überlebensrate und Mortalität in Köpfchenw. (1977) und Teich an der Fasanerie (1977).

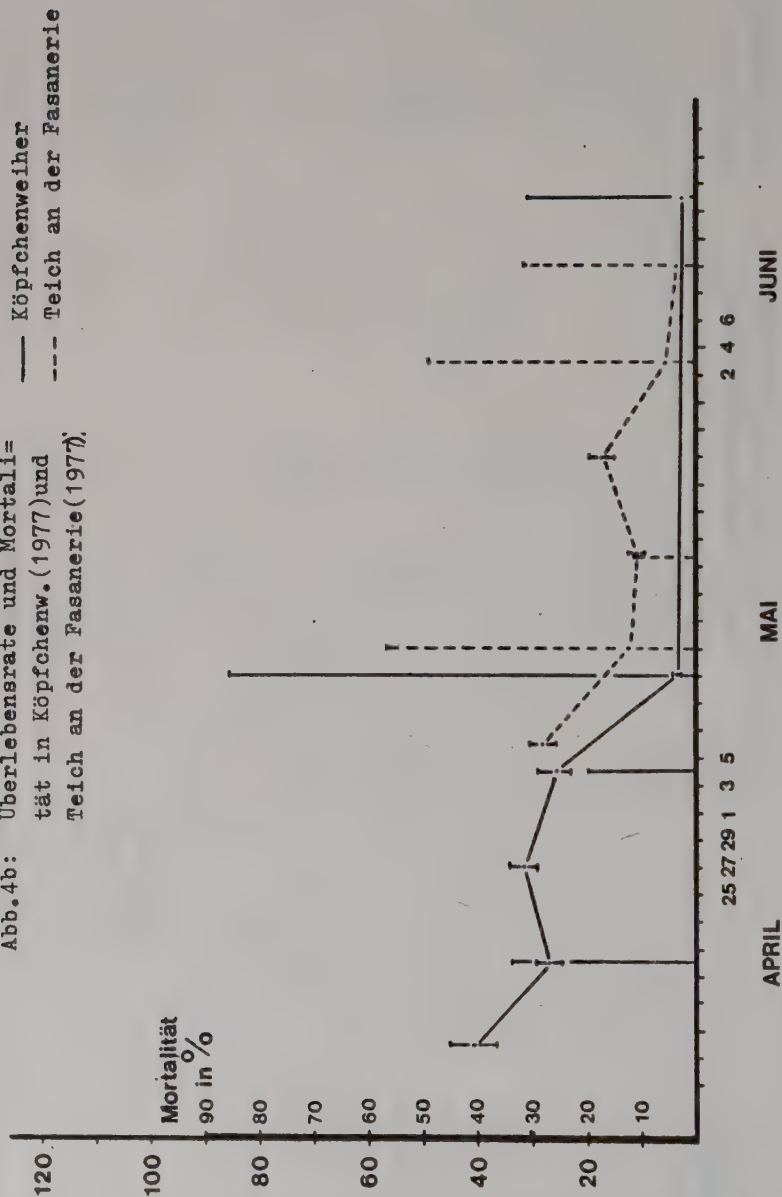


Tabelle 3 : Abundanzen
Köpfchenweiher 1977

Markierte Individuen ausgesetzt am	Anzahl (X)	Wiederfang nach 24 h		Wiederfang= rate	Standard= fehler von P_T	Abundanz	Mortalität pro Unter= suchungszeitraum		Mortalität pro 24 h		
		markiert	unmark.				Z	$\pm$	S_{P_T}	absolut	in %
		(x)	(y)	(x + y)	P_T	S_{P_T}	Z	$\pm$	S_{P_T}	absolut	in %

13.4	2000	79	1535	1614	0.0489	0.00537	40900 ±	4491(11.0%)				
19.4	2000	124	1557	1681	0.0738	0.00637	27100 ±	2313(8.5%)	13800	33.7	2300	5.6
26.4	2000	122	1822	1944	0.0627	0.00549	31898 ±	2793(8.8%)				
3.5	1500	55	886	941	0.0584	0.00764	25685 ±	3360(13.1%)	6213	19.5	888	2.8
10.5	950	42	122	164	0.2560	0.0340	3711 ±	493(13.3%)	21974	85.6	3139	12.2
14.6	218	29	314	343	0.0845	0.0150	2580 ±	458(17.8%)	1131	30.5	32	0.9

Teich an der Fasanerie 1977

5.5	2000	116	1522	1638	0.0708	0.00633	28249 ±	2526(8.9%)				
12.5	1800	218	1260	1478	0.1474	0.00922	12211 ±	764(6.3%)	16038	56.8	2291	8.1
19.5	531	47	909	956	0.0491	0.00699	10815 ±	1540(14.2%)	1396	11.4	199	1.6
26.5	1000	43	701	744	0.0577	0.00854	17304 ±	2565(14.8%)				
2.6	820	63	364	427	0.1475	0.0172	5559 ±	648(11.7%)	5256	48.6	375	3.5
9.6	440	21	162	183	0.1147	0.0236	3836 ±	789(20.6%)	1723	31.0	246	4.4

Kälberteich 1977

15.4	400	12	104	116	0.1034	0.0283	3868 ±	1059(27.4%)				
21.4	240	32	89	121	0.2644	0.0401	908 ±	138(15.2%)	2960	79.5	493	12.8

c) Der Versuchsteich

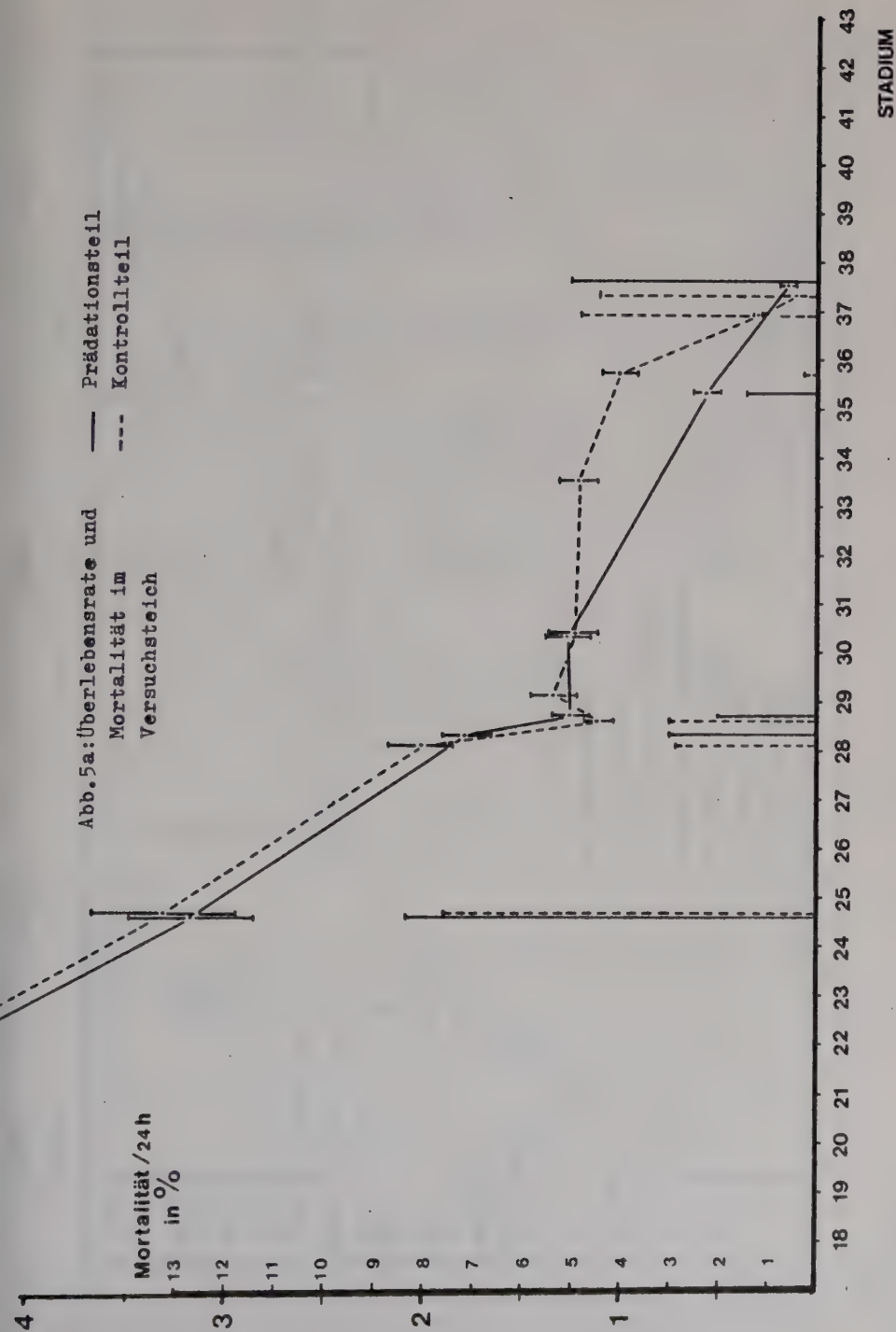
(Abb. 5a,b; Tabellen 4, 5)

Bis zum Schlüpfen (Stadium 19) ist die Mortalität der frühen Embryonalstadien mit 32 Individuen (0.5% für den ges. Zeitraum) im Prädationsteil und mit 52 Individuen (0.81% für den ges. Zeitraum) in der Kontrolle gering.

Der Verlauf der beiden Kurven ist bis einschließlich zum 3.6.77 nahezu identisch. Die Fehlerbereiche überlappen sich. Auch der Anstieg am 29.5. muß unter diesem Gesichtspunkt betrachtet werden. Vom Einsetzen der 8 Imagines von Dytiscus marginalis ab, sinkt die Abundanz im Prädationsteil beträchtlich, so daß dort zwischen dem 5.6. und dem 24.7. eine mehr als 3 mal so große Mortalität herrscht (706 Larven) als im Kontrollteil (228 Larven). Dies bedeutet, daß jeder Gelbrandkäfer in diesem Zeitraum 88 Larven erbeutet, umgerechnet 1.8 Larven pro Tag und Gelbrand. Die Prädationsraten der anderen eingesetzten Prädatoren (5 Triturus cristatus, 4 Anisopteren und 6 Aeschnidenlarven) liegen, wie schon angedeutet, im Fehlerbereich der Messungen. Die Überlebensrate beträgt vom Stadium 24.6 bis 35.7 in der Kontrolle 30.06%, im Prädationsteil bis Stadium 35.3 18.36%. Die Überlebensrate pro Laichpaar ist dann bei je 2 Laichpaaren 293 Larven im Prädationsteil und 515 Larven in der Kontrolle.

Abb. 5a: Überlebensrate und
Mortalität im
Versuchsteil

— Prädatorensteil
--- Kontrollteil



n x 1000

4

3

2

1

Abb. 5b: Überlebensrate und
Mortalität im
Versuchsteich
Zeitpunkt des Ein-
setzens der Prädatoren:
a=5 Triturus cristatus
b=4 Anisoptera
c=6 Aeshniden
d=3 Dytiscus marginalis

— Prädatorensteil
--- Kontrollsteil

Mortalität
in %

80

70

60

50

40

30

20

10

25 27 29 1 3 5

APRIL

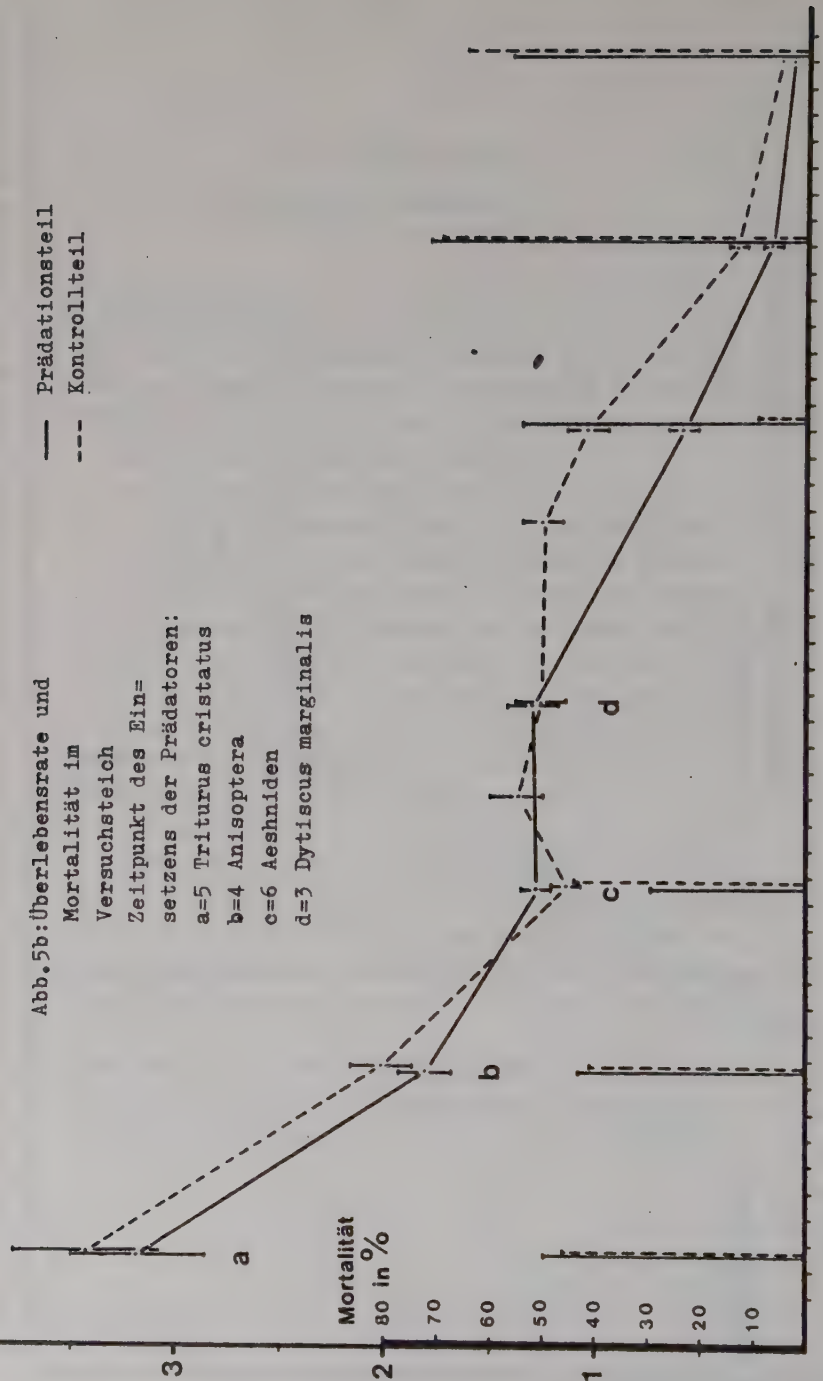
MAI

JUNI

JULI

2 4 6

2 4 6



Laich

Mortalität bis Stadium 18

Anzahl

Datum

21.3. P
21.3. K
17.4. P
17.4. K

6400
6400
6368
6348

32 (0.50%)
52 (0.81%)

Markierte Individuen ausgesetzt am	Anzahl (X)	Wiederfang nach 24 h			Standard- fehler von P_T	Abundanz			Mortalität pro Unter- suchungszeitraum			Mortalität pro 24 h		
		markiert	unmark.			P_T	S_{P_T}	Z	$\pm$	absolut	in %	absolut	in %	
	(X)	(x)	(y)	(x + y)										

23.4. P	500	84	452	536	0.1567	0.0157	$3191 \pm 320(10.0\%)$		3175	49.9	530	8.3
23.4. K	500	75	439	514	0.1459	0.0156	$3427 \pm 366(10.7\%)$		2921	46.0	487	7.7
7.5. P	500	142	370	512	0.2773	0.0198	$1803 \pm 129(7.2\%)$		1388	43.5	99	3.1
7.5. K	500	123	373	496	0.2479	0.0194	$2017 \pm 158(7.8\%)$		1410	41.1	101	2.9
21.5. P	400	170	370	540	0.3148	0.0200	$1271 \pm 81(6.4\%)$		532	29.5	38	2.1
21.5. K	400	146	267	413	0.3535	0.0235	$1132 \pm 75(6.6\%)$		885	43.9	63	3.1

28.5. K	260	79	334	413	0.1912							
4.6. P	300	75	248	323	0.2321							
4.6. K	300	73	233	306	0.2385							
18.6. K	300	95	299	394	0.2411							
25.6. P	161	50	132	182	0.2747	0.0331	$586 \pm 71(12.1\%)$		685	53.9	20	1.5
25.6. K	300	60	146	206	0.2912	0.0317	$1030 \pm 112(10.9\%)$		102	9.1	3	0.3
9.7. P	42	11	33	44	0.2500	0.0653	$168 \pm 44(26.2\%)$		418	71.3	30	5.1
9.7. K	100	36	78	114	0.3157	0.0435	$317 \pm 44(13.9\%)$		713	69.2	51	4.9
23.7. P	31	10	14	24	0.4166	0.101	$74 \pm 18(24.3\%)$		94	56.0	7	4.0
23.7. K	85	27	37	64	0.7297	0.0555	$116 \pm 9(7.8\%)$		201	63.4	14	4.5

P = Präda-tionsteil
K = Kontrollteil

Tabelle 5 : Überlebensraten und die Anzahl metamorphosierter Individuen

Stadium	Abundanz	Stadium	Abundanz	Überlebensrate in %	Metamorphosierte Individuen ⁺	Metamorphosierte Individuen/Laichpaar ⁺
Versuchsteich 1977						
4.6 P	3191	35.3	596	18.36	75	38 bei 2 L.P.
4.6 K	3427	35.7	1030	30.06	98	49 bei 2 L.P.
Öpfchenweiher 1977						
5.3	31898	37.4	2800	8.78	(267)	13 bei 20 L.P.
Teich an der Fasanerie 1977						
3.8	28249	37.7	5529	19.57	(527)	25 bei 21 L.P.
Öpfchenweiher 1976						
1.9	56321	36.2	1100	1.95	(105)	7 bei 15 L.P.
Hilbertsteich 1976						
1.9	64000	36.2	4028	6.29	(384)	7 bei 58 L.P.

(Individuen des St.45 für die Freilandbiotope an Hand der Ergebnisse aus dem Versuchsteich errechnet)
Errechnete Zahlen in Klammern, gerundete Zahlen dahinter

- d) Die Überlebensrate pro Laichpaar bis zum
Abschluß der Metamorphose (St.45)
(Abb. 6; Tabelle 5)

Da eine genaue Ermittlung der Anzahl der frisch metamorphosierten Erdkröten (St.45) unter den gegebenen Voraussetzungen im Freiland nicht möglich war (siehe Diskussion), mußte von den Stationen 35.3, 35.7 im Versuchsteich, 36.2 im Köpfchenweiher und Kälberteich 1976, 37.4 im Köpfchenweiher 1977 und 37.7 im Teich an der Fasanerie ab an Hand der Individuen des St.45 des Versuchsteiches entsprechend in den Freilandbiotopen geschätzt werden. Die Schätzung zeigt große Schwankungen für die Population im Köpfchenweiher 1976 und 1977 und eine relativ hohe Individuenzahl im Teich an der Fasanerie.

e) Prädation

Die Prädation errechnet sich aus der Mortalität in den Freilandbiotopen bzw. dem Prädationsversuch im Versuchsteich abzüglich der Mortalität im Kontrollversuch (M-P) (Tabelle 6).

Der Prädationsversuch zeigte eine vergleichsweise geringe Prädation. Die Prädationsraten sind im Freiland von Biotop zu Biotop umgekehrt abgestuft wie die Überlebensraten bis zur Vormetamorphose (cf. Abb. 3a,b; 4a,b; 5a,b).

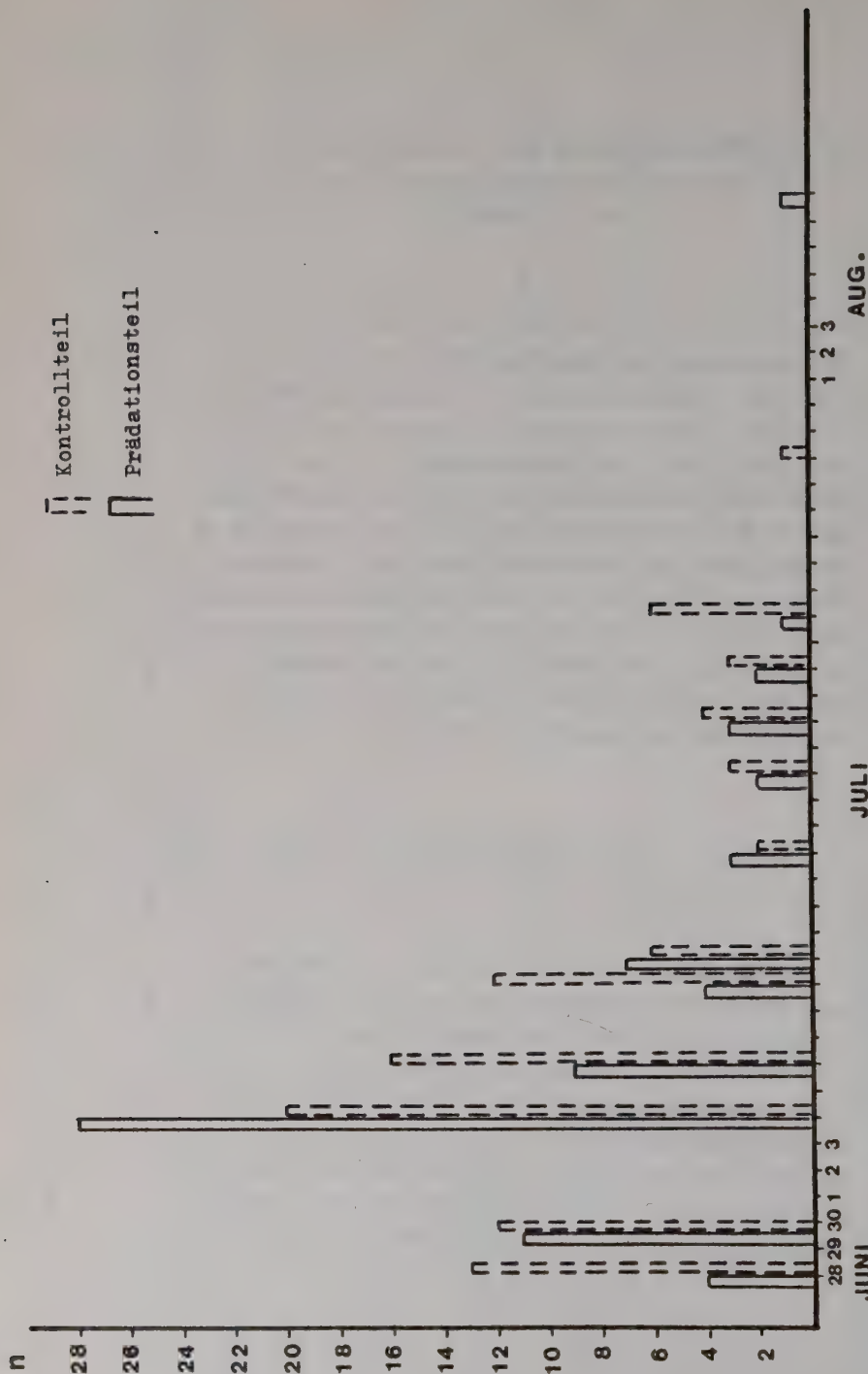


Abb. 6: Versuchsteil; Ende der Meta-
morphose (St. 45), Anzahl der
Individuen und Zeitpunkt

Tabelle 6 : M-P (Mortalität im Kontrollversuch) Gesamt=
mortalität und die errechnete Prädation

M-P pro 24h		Gesamt mortalität pro 24h	Prädation pro 24h
		Kälberteich	
3.1%		6.1%	3.0%
St.28.6	(21.5.77)	St.29.2	(7.5.76)
0.3%		5.1%	4.8%
St.35.7	(26.6.77)	St.35	(21.5.76)
		Köpfchenweiher	
3.1%		2.2%	0.9% geringer
St.28.6	(21.5.77)	St.29.3	(12.5.76) M-P
dto.		12.2%	9.1%
		St.28.7	(11.5.77)
0.3%		0.9%	0.6%
St.35.7	(26.6.77)	St.42.4	(15.6.77)
		Teich an der Fasanerie	
3.1%		8.1%	5.0%
St.28.6	(21.5.77)	St.29.6	(13.5.77)
0.3%		2.6%	2.3%
St.35.7	(26.6.77)	St.37.7	(3.6.77)
		Prädationsversuch	
0.3%		1.5%	1.2%
St.35.7	(26.6.77)	St.35.3	(26.6.77)

2. Längenwachstum, Gewichtszunahme, Gewichts- standswert und Entwicklungsgeschwindigkeit

a) Köpfchenweiher 1976 und Kälberteich 1976 (Abb. 7a,b,c,d,e;Tabelle 7, 8a,b)

Die Mittelwerte von Längenwachstumsrate und Gewichtszunahmen sind mit Ausnahme der Zeit vom 1.6. - 3.6. (Gewichtszunahme) signifikant verschieden (Tabellen 8a,b), wenn die Proben jeweils derselben Woche verglichen werden. Dabei ist während der beginnenden Metamorphose eine Annäherung der Kälberteich-Werte an diejenigen der Population aus dem Köpfchenweiher zu bemerken. Ebenso werden beide Kurven in diesem Bereich flacher und fallen sogar ab.

Geringe Signifikanzen treten beim Abtragen dieser Mittelwerte gegen die durchschnittlichen Entwicklungsstadien (stadiensynchron) auf (Abb. 7a, Tabelle 8b). Das heißt, daß die Verschiedenheit der Mittelwerte in diesen Fällen statistisch nicht abgesichert ist. Hinzu kommt ein Überschneiden im Stadium 30.5 (Längenwachstum) und 34.7 (Gewichtszunahme). Das Abflachen und die negative Steigung (=Längen- und Gewichtsverlust) im Bereich der beginnenden Metamorphose ist auch hier festzustellen, ebenso wie die geringeren Unterschiede in den frühen Larvalstadien (Stadium 26.2). Der Gewichtsstandswert der Larven aus der Kälberteichpopulation liegt bei stadiensynchroner Abtragung deutlich unter dem der Köpfchenweiherpopulation

mg mm

300—30
280—28
260—26
240—24
220—22
200—20
180—18
160—16
140—14
120—12
100—10
80—8
60—6
40—4
20—2

Abb.7a: Längenwachstum und Gewichts-
zunahme, Köpfchenweiher (1976)
und Kälberteich (1976)

Longitudo Corporis
—■— Köpfchenweiher
--- Kälberteich

Gewicht
—□— Köpfchenweiher
--- Kälberteich



18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43
STADIUM

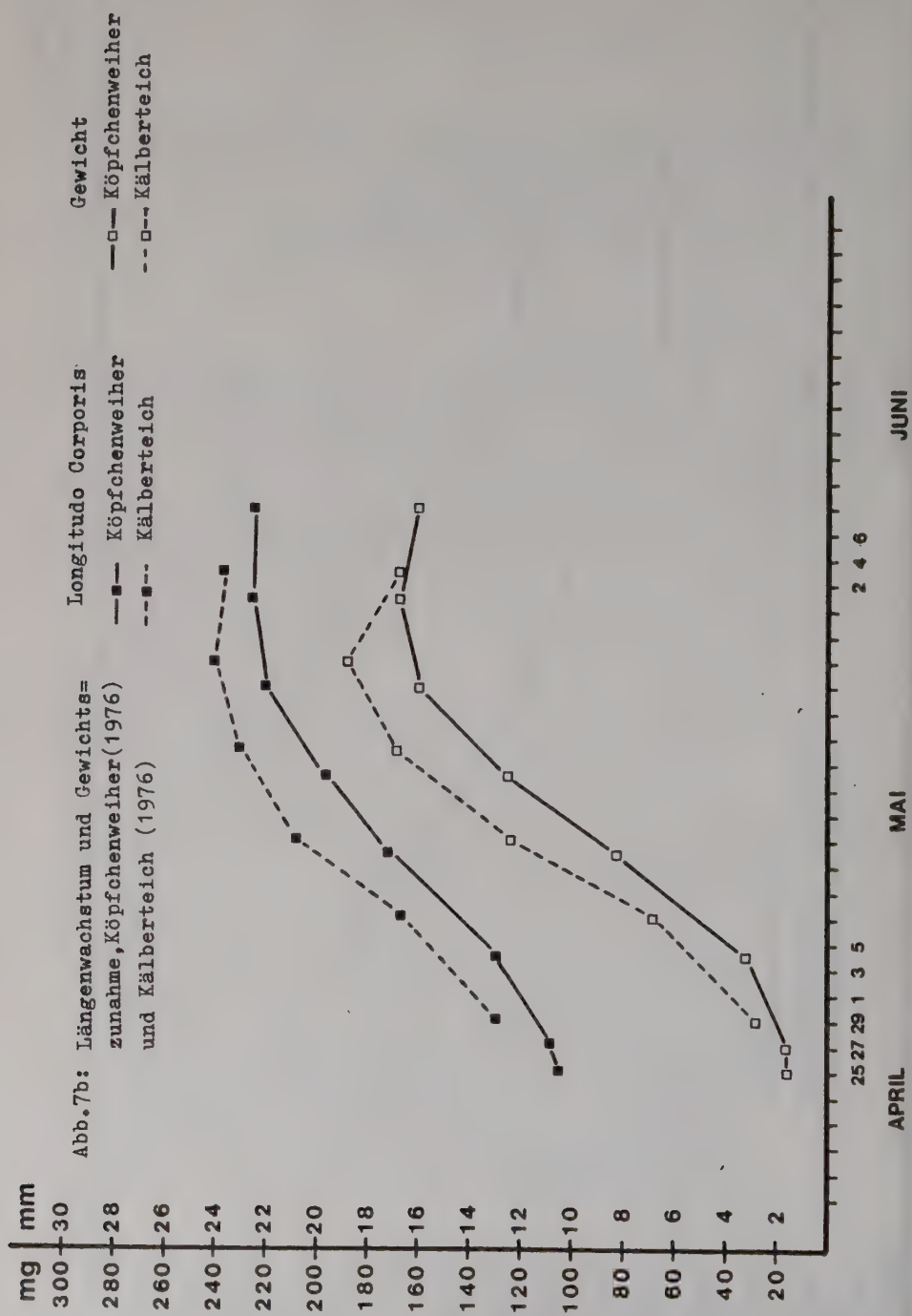
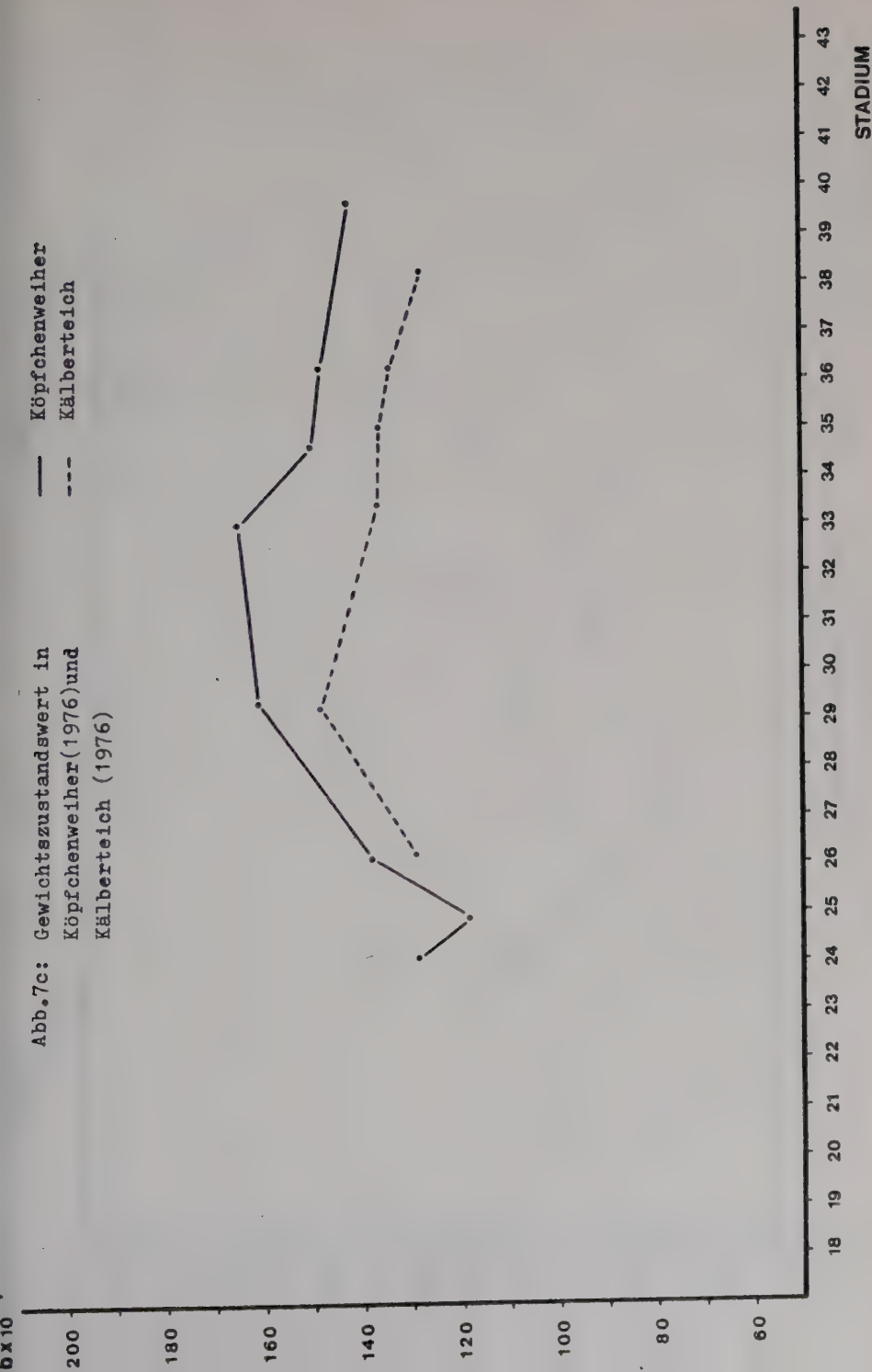


Abb.7c: Gewichtszustandswert in
Köpfchenweihen(1976)und
Kälberteich (1976)

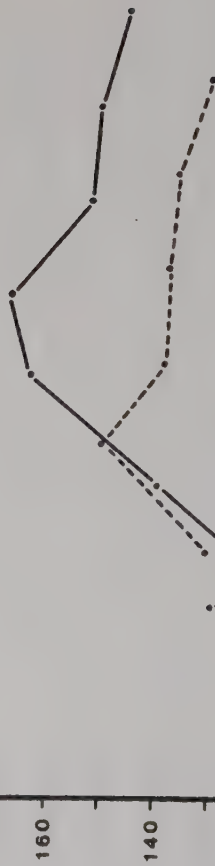
— Köpfchenweihen
--- Kälberteich



$b \times 10^{-4}$

Abb.7d: Gewichtszustandswert in
Köpfchenweiher(1976)und
Kälberteich (1976)

— Köpfchenweiher
--- Kälberteich



APRIL

MAI

JUNI

Abb. 7e: Ätilität, Köpfchen=
weiher(1976)und
Kälberteich(1976)

—▼— Köpfchenweiher
--▽-- Kälberteich

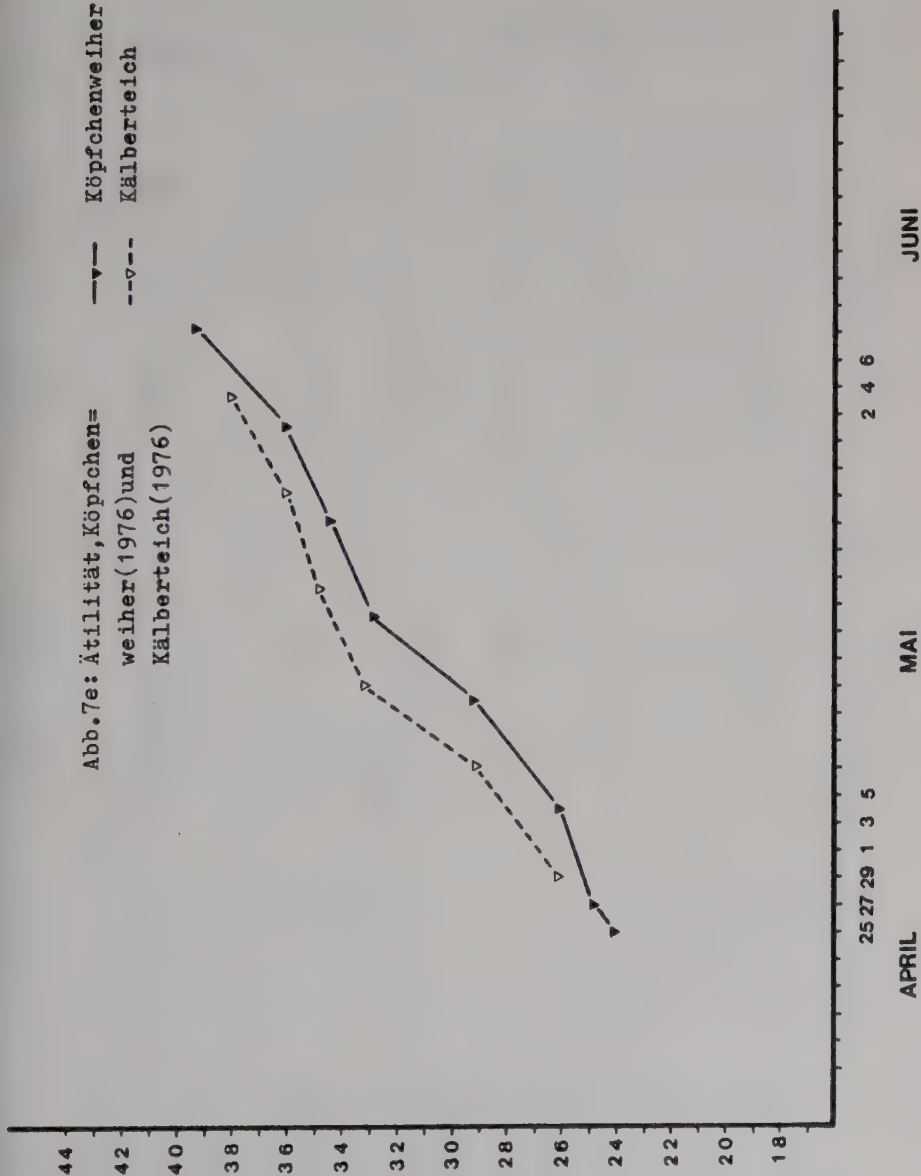


Tabelle 7 : Längenwachstum, Gewichtszunahme,
Gewichtszustandswert (b) und Ätilität

Köpfchenweiher 1976

Datum	Stadium		n	Long.corp.		Gewicht		$r_{1.l.c.}$ -Gew.	b ($\cdot 10^{-3}$)
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s		
25.4.	24.1	0.79	21	10.42	0.63	14.59	3.21	0.88	128.0
27.4.	24.9	0.63	52	10.83	0.73	15.11	3.82	0.89	118.0
4.5.	26.1	0.22	42	12.95	0.99	30.15	6.62	0.89	138.0
12.5.	29.3	1.71	19	17.16	2.00	81.99	26.99	0.99	162.0
18.5.	33.0	2.37	30	19.56	2.14	124.09	36.95	0.95	165.0
25.5.	34.6	2.58	36	21.91	2.69	158.80	48.51	0.95	150.0
1.6.	36.2	2.52	38	22.40	2.20	167.83	39.50	0.86	149.0
8.6.	39.6	2.52	33	22.34	2.05	159.98	39.02	0.90	143.0

Kälberteich 1976

29.4.	26.2	0.64	27	12.90	1.0	27.89	7.22	0.94	129.0
7.5.	29.2	0.96	25	16.59	1.66	68.10	20.53	0.84	149.0
13.5.	33.4	2.00	29	20.78	1.92	123.23	31.02	0.80	137.0
20.5.	35.0	2.07	37	23.04	2.34	167.44	40.08	0.95	136.0
27.5.	36.2	2.24	40	24.03	1.74	187.43	35.69	0.86	135.0
3.6.	38.2	2.62	29	23.50	1.91	167.10	35.56	0.83	128.0

Kälberteich 1976

$r_{2.l.c.}$ - Gew. = 0.99

$r_{St.}$ - l.c. = 0.98

$r_{St.}$ - Gew. = 0.96

Köpfchenweiher 1976

$r_{2.l.c.}$ - Gew. = 0.99

$r_{St.}$ - l.c. = 0.97

$r_{St.}$ - Gew. = 0.97

Alle signifikant auf dem 1% Niveau

Tabelle 8a : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Köpfchenweiher 1976 - Kälberteich 1976

Longitudo corporis

Datum	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
27.4. - 29.4.	10.500	0.01%	77
12.5. - 13.5.	6.284	0.01%	46
18.5. - 20.5.	6.287	0.01%	65
25.5. - 27.5.	4.119	0.1 %	74
1.6. - 3.6.	2.144	5 %	65

Gewicht

27.4. - 29.4.	10.317	0.01%	77
12.5. - 13.5.	4.735	0.01%	46
18.5. - 20.5.	4.557	0.01%	65
25.5. - 27.5.	2.950	1 %	74
1.6. - 3.6.	0.077		65

Stadium

27.4. - 29.4.	8.652	0.01%	77
12.5. - 13.5.	7.342	0.01%	46
18.5. - 20.5.	3.685	0.1 %	65
25.5. - 27.5.	2.893	1 %	74
1.6. - 3.6.	3.164	1 %	65

Tabelle 8b : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Köpfchenweiher 1976 - Kälberteich 1976

Longitudo corporis

Stadien	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
29.3 - 29.2	1.032		42
33.0 - 33.4	2.302	5%	59
34.6 - 35.0	1.916	5% (einseitig)	71
36.2 - 36.2	3.638	0.1%	76

Gewicht

29.3 - 29.2	1.940		42
33.0 - 33.4	0.098		59
34.6 - 35.0	0.830		71
36.2 - 36.2	2.301	5%	76

(Abb. 7c, Tabelle 7). Deutlich ist bei beiden Populationen ein Ansteigen im Bereich des Stadiums 29 festzustellen. Einer auffälligen Verringerung beim Stadium 34.6 (Köpfchenweiher) und Stadium 33.4 (Kälberteich) folgt eine geringere Abnahme zur Metamorphose hin. Abbildung 7d zeigt das gleiche Bild, nur treten die entsprechenden Werte der Kälberteich-Larven um etwa 5 Tage früher auf, als die der Köpfchenweiher-Larven. Diese 5 Tage sind natürlich ein Entwicklungsvorsprung dieser Population, wie Abbildung 7e deutlich zeigt. Bemerkenswert ist der identische Verlauf der beiden Ätilitätskurven, die nur in der Zeitachse verschoben sind.

Die Standardabweichungen der Mittelwerte der Stadien (Tabelle 7) wird meist zum Ende der Larvalentwicklung hin größer. Dies zeigt ein wachsendes Divergieren der Entwicklungsstadien innerhalb der Populationen an.

b) Köpfchenweiher 1977 und Teich an der Fasanerie 1977
(Abb. 8a,b,c,d,e; Tabelle 9, 10a,b)

Der Verlauf der Kurven ist hinsichtlich der Mittelwerte von Längenwachstum und Gewichtszunahme bis zum Stadium 28 ähnlich. Danach wird der Anstieg steiler und die Unterschiede werden größer. Diese Teile der Kurven sind, wie bei den Abundanzen, durch Knicke im Bereich der Stadien 28/29 voneinan-

der unterschieden, was ein überaus schnelles Wachstum und schnelle Gewichtszunahme im Bereich der Stadien 28/29 anzeigt (Abb. 8a). Ebenso überschreiten die Mittelwerte der Population aus dem Köpfchenweiher in diesem Bereich diejenigen aus dem Teich an der Fasanerie (Abb. 8a).

Die Unterschiede der Mittelwerte für das Längenwachstum sind mit Ausnahme der Proben vom 27.4. (Tabelle 10a) hoch signifikant verschieden, für die Gewichtszunahme gilt dies ohne Ausnahme. Bei der stadiensynchronen Darstellung der Mittelwerte sind die Unterschiede in allen Fällen hoch signifikant (Tabelle 10b). Das Erreichen des maximalen Längenwachstums und Gewichtes ist durch steilen Abstieg der Kurve sehr viel deutlicher ausgeprägt, als bei der Untersuchung von Köpfchenweiher und Kälberteich 1976. Dies gilt auch für das Abfallen der Kurven bei der beginnenden Metamorphose. Wiederum überschreiten die Gewichtszustandswerte (b) der Population des Köpfchenweihers im Bereich des Stadiums 28/29 die Kurve der Population im Teich an der Fasanerie (Abb. 8c,d). Auffällig erscheint der große Unterschied in der Ausgangssituation für b in den beiden Populationen. Eine Annäherung der Gewichtszustandswerte der Populationen in der Vormetamorphose durch Abflachen der Kurven und ein Ansteigen etwa im Bereich des Höhepunktes der Metamorphose zeigen jedoch übereinstimmende Tendenzen.

Was die Entwicklungsgeschwindigkeit anbelangt, so ist bei den Stadien 20 und 38 die Divergenz

mg mm

Abb. 8a: Längenwachstum und Gewichts-
zunahme, Köpfchenweiher (1977)
u. T. an d. Fasanerie (1977)

Longitudo Corporis

—■— Köpfchenweiher

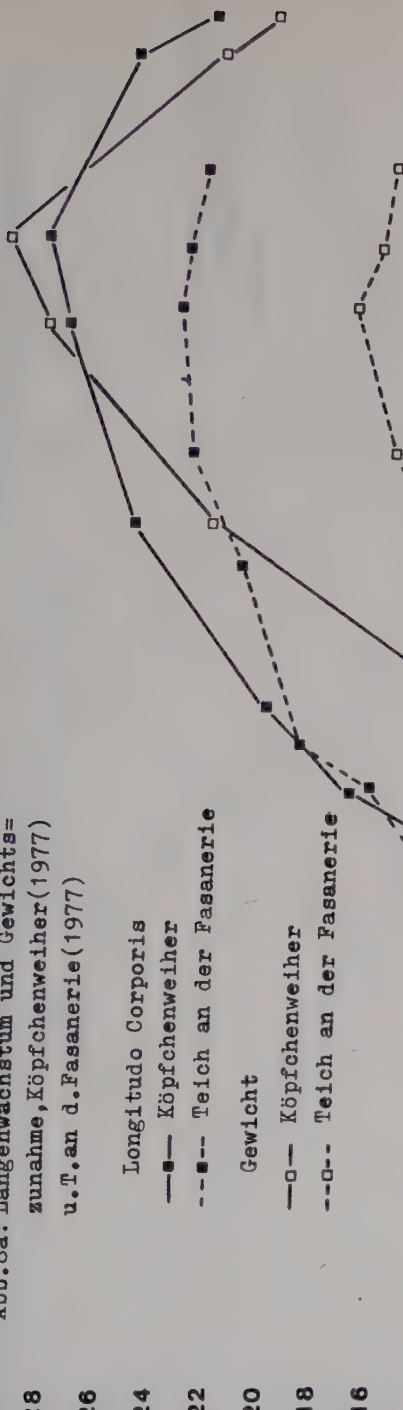
--■-- Teich an der Fasanerie

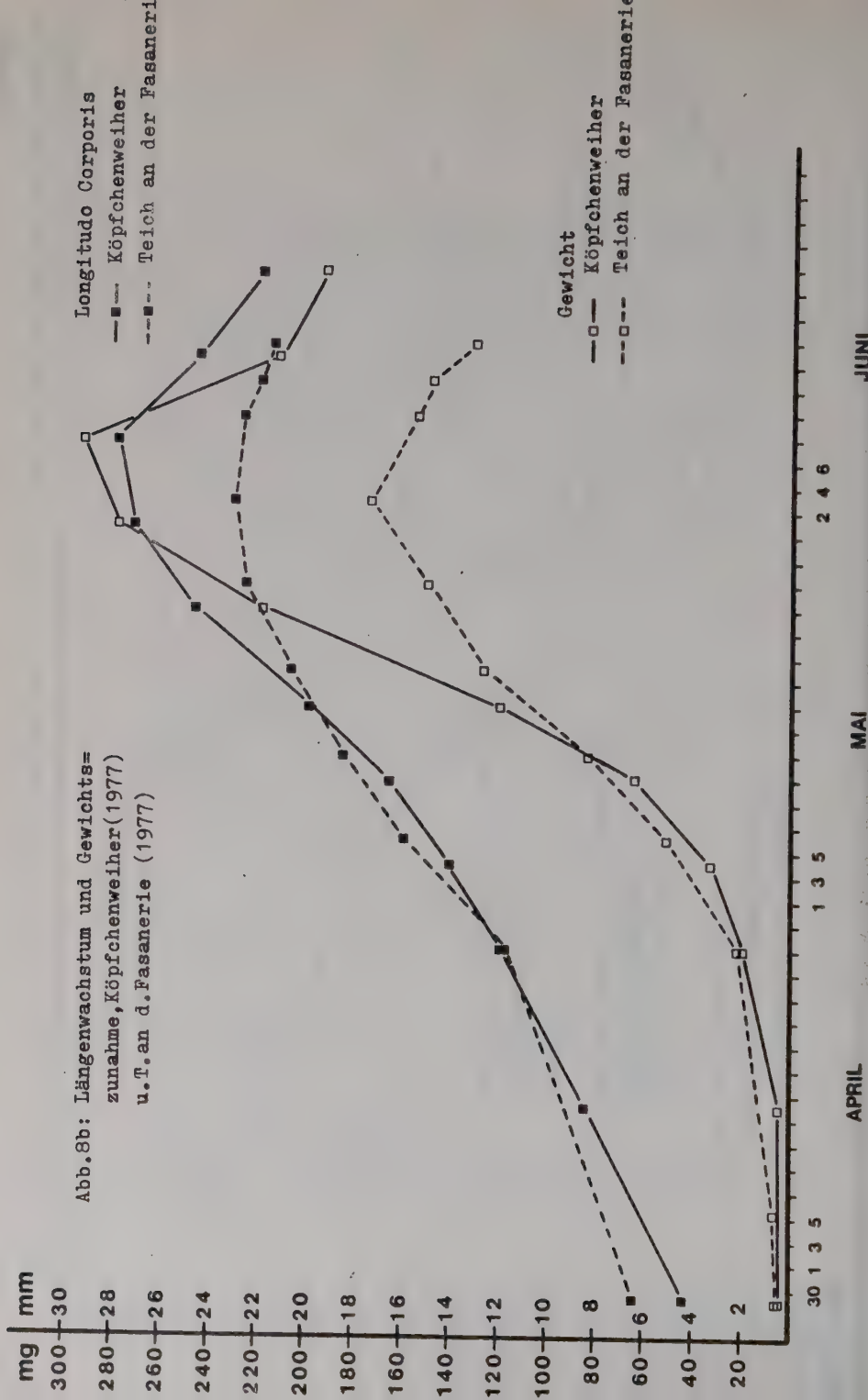
Gewicht

—□— Köpfchenweiher

--□-- Teich an der Fasanerie

18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43
STADIUM

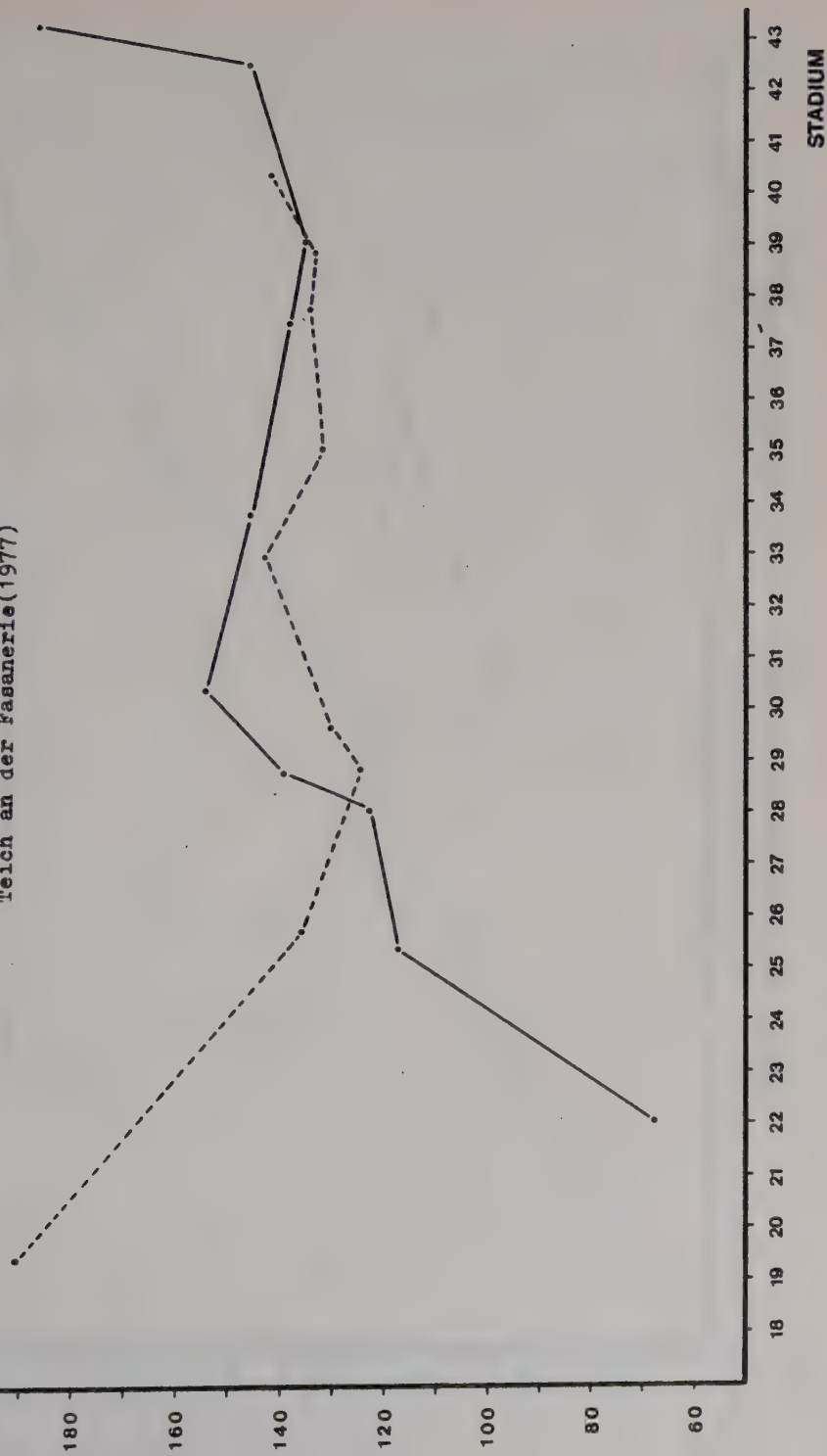




$b \times 10^{-4}$

Abb. 8c: Gewichtszustandswert in
Köpfchenweiher(1977)und
Teich an der Fasanerie(1977)

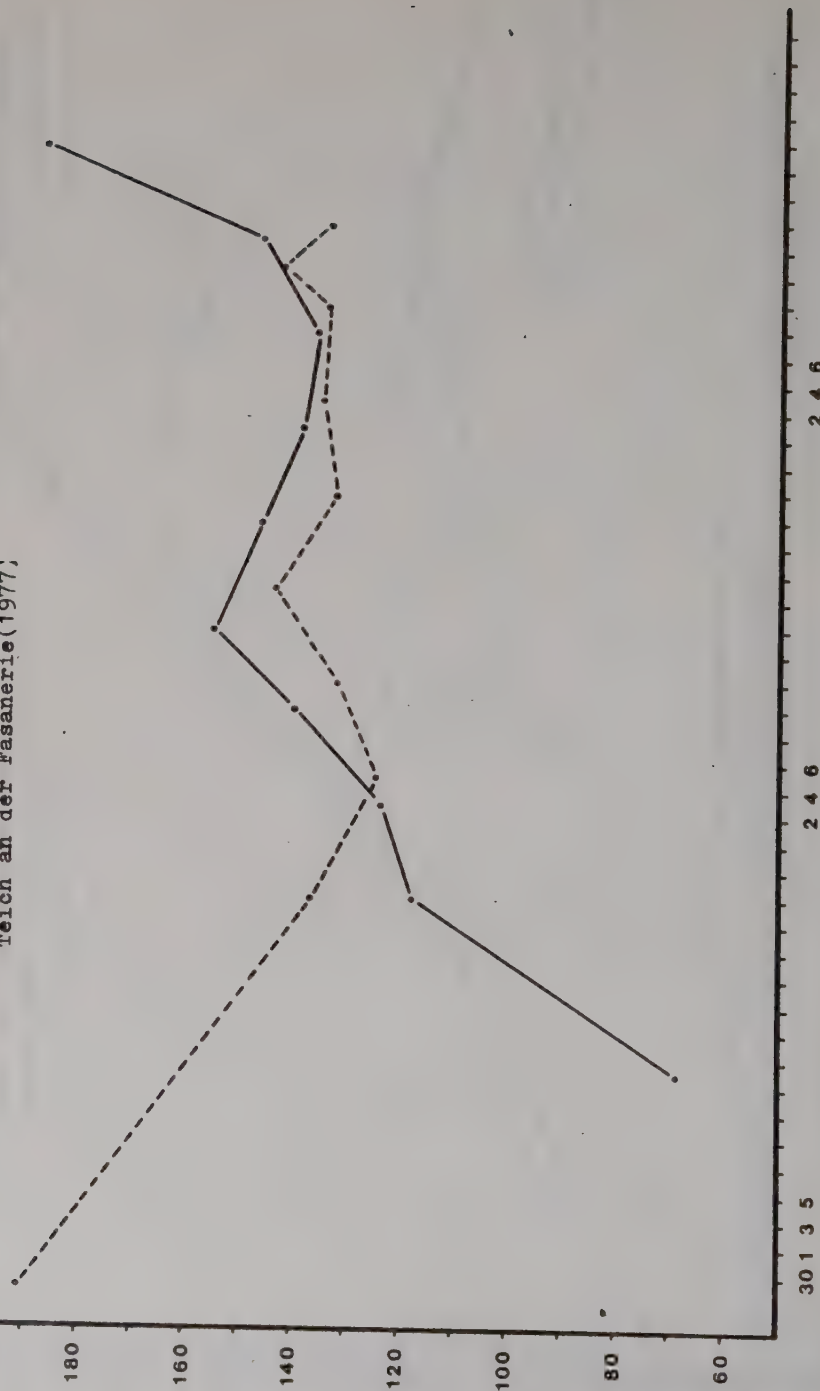
— Köpfchenweiher
--- Teich an der Fasanerie



$b \times 10^{-4}$

Abb. 8d: Gewichtszustandswert in
Köpfchenweiher(1977)und
Teich an der Fasanerie(1977)

— Köpfchenweiher
--- Teich an der Fasanerie



APRIL

MAY

JUNE

Abb. 8e: Ätilität, Köpfchenweiher
(1977) und Teich an der
Fasanerie (1977)

—▼— Köpfchenweiher
--▽-- Teich an der Fasanerie

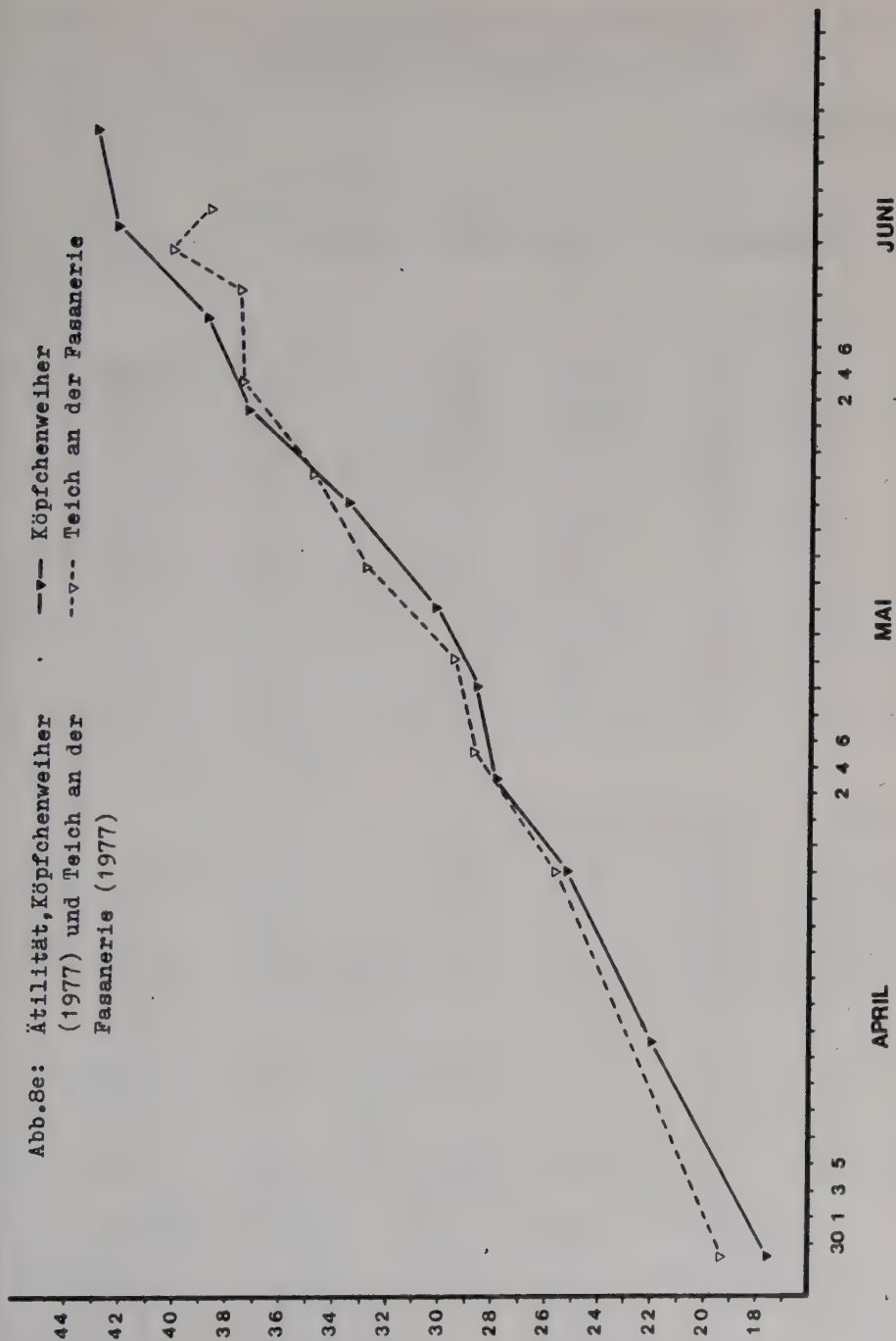


Tabelle 9 : Längenwachstum, Gewichtszunahme,
Gewichtszustandswert (b) und Ätilität

Köpfchenweiher 1977

Datum	Stadium		n	Long.corp.		Gewicht		$r_{1.l.c.-Gew.}$	b ($\cdot 10^{-4}$)
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s		
29.3.	17.6	0	50	4.25	0.54	4.0	0.79	0.75	21.0
14.4.	22.0	0.81	53	8.44	0.78	4.12	0.64	0.96	68.5
27.4.	25.3	1.06	50	11.79	0.91	19.27	5.41	0.95	117.5
4.5.	28.0	0.33	50	13.93	1.13	33.28	7.58	0.90	123.1
11.5.	28.7	0.36	50	16.63	1.21	64.32	13.83	0.92	139.8
17.5.	30.3	1.61	50	19.78	2.81	119.87	51.87	0.96	154.8
25.5.	33.7	1.83	50	24.60	2.77	217.56	68.67	0.95	146.1
1.6.	37.4	1.30	51	27.17	2.07	278.43	59.22	0.90	138.8
8.6.	39.0	1.77	50	27.81	2.41	292.01	60.86	0.91	135.7
15.6.	42.4	0.96	50	24.45	2.45	213.80	38.78	0.65	146.2
22.6.	43.1	1.04	42	21.81	3.58	193.78	46.60	0.70	186.7

Teich an der Fasanerie 1977

29.3.	19.4	0	50	6.32	0.59	4.81	0.84	0.82	190.5
27.4.	25.7	0.86	50	11.73	0.66	22.0	4.95	0.78	136.3
6.5.	28.8	0.39	50	15.95	1.40	50.54	12.11	0.93	124.5
13.5.	29.6	0.92	50	18.48	1.53	82.90	18.99	0.95	131.3
20.5.	32.9	1.07	54	20.65	1.41	126.20	27.12	0.88	143.3
27.5.	35.0	1.27	50	22.47	1.86	149.83	30.07	0.90	132.0
3.6.	37.7	1.61	45	22.96	1.53	162.95	30.95	0.91	134.6
10.6.	38.8	2.15	46	22.60	1.51	154.50	30.20	0.86	133.8
13.6.	40.3	1.90	21	21.89	1.39	149.12	32.19	0.79	142.1
16.6.	38.9	2.43	23	21.37	1.25	130.38	28.29	0.87	133.5

Teich an der Fasanerie

$r_{2.l.c. - Gew.} = 0.96$

$r_{St. - l.c.} = 0.94$

$r_{St. - Gew.} = 0.94$

Köpfchenweiher 1977

$r_{2.l.c. - Gew.} = 0.95$

$r_{St. - l.c.} = 0.90$

$r_{St. - Gew.} = 0.87$

Alle signifikant auf dem 1% Niveau

Tabelle 10a : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Köpfchenweiher 1977 - Teich an der Fasanerie 1977

Longitudo corporis

Datum	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
29.3. - 29.3.	18.300	0.01%	98
27.4. - 27.4.	0.377		98
4.5. - 6.5.	7.939	0.01%	98
11.5. - 13.5.	6.706	0.01%	98
25.5. - 27.5.	4.514	0.01%	98
1.6. - 3.6.	11.204	0.01%	94
8.6. - 10.6.	12.564	0.01%	94
15.6. - 16.6.	5.683	0.01%	71

Gewicht

29.3. - 29.3.	4.966	0.01%	98
27.4. - 27.4.	2.632	1 %	98
4.5. - 6.5.	8.542	0.01%	98
11.5. - 13.5.	5.592	0.01%	98
25.5. - 27.5.	6.388	0.01%	98
1.6. - 3.6.	11.738	0.01%	94
8.6. - 10.6.	13.833	0.01%	94
15.6. - 16.6.	9.233	0.01%	71

Stadium

29.3. - 29.3.	0		98
27.4. - 27.4.	2.072	5 %	98
4.5. - 6.5.	11.072	0.01%	98
11.5. - 13.5.	6.441	0.01%	98
25.5. - 27.5.	4.126	0.01%	98
1.6. - 3.6.	1.009		94
8.6. - 10.6.	0.499		94
15.6. - 16.6.	8.846	0.01%	71

Tabelle 10b : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Köpfchenweiher 1977 - Teich an der Fasanerie 1977

Longitudo corporis

Stadien	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
30.3 - 29.6	2.873	1 %	98
33.7 - 32.9	8.561	0.01%	102
37.4 - 37.7	11.204	0.01%	94
39.0 - 38.8	12.564	0.01%	94

Gewicht

30.3 - 29.6	4.732	0.01%	98
33.7 - 32.9	9.046	0.01%	102
37.4 - 37.7	11.738	0.01%	94
39.0 - 38.8	13.833	0.01	94

am größten (Abb. 8e). Sie beträgt im Teich an der Fasanerie 6 Tage Entwicklungsvorsprung (St.20) und im Köpfchenweiher zu beginnender Metamorphose (St.38) maximal sogar 7 Tage.

Eine Änderung im Anstieg der beiden Kurven fällt im Bereich der Stadien 28-29 und während der Metamorphose für die Population im Teich an der Fasanerie auf. Die Divergenz der Stadien innerhalb einer Probe (Standardabweichung der Mittelwerte der Stadien) ist geringer als bei den vorangegangenen Populationen (Tabelle 9).

c) Der Versuchsteich

Kontrollteil und Prädationsteil

(Abb. 9a,b,c,d,e; Tabellen 11, 12a,b; 13a,b; 14)

Die Längenwachstums- und Gewichtszunahmekurven unterscheiden sich in den beiden Teilen nur in wenigen Fällen signifikant (Tabelle 12a,b). Der Verlauf der Kurven zeigt während der frühen Larvalentwicklung (Stadium 27.5 - 29.1) ein rapides Längenwachstum verbunden mit einer ebensolchen Gewichtszunahme an. Das Gleiche gilt für den Anstieg des Gewichtszustandswertes b (Abb. 9c,d). In allen drei genannten Fällen übergipfeln die Proben aus der Kontrolle diejenigen des Prädationsteiles nur geringfügig. Die beginnende Metamorphose kommt in den besprochenen Kurven ebenfalls zum Ausdruck.

mg mm

Abb. 9a: Längenwachstum und
Gewichtszunahme,
Versuchsteich

Longitudo Corporis

Gewicht

—■— Prädationsteil

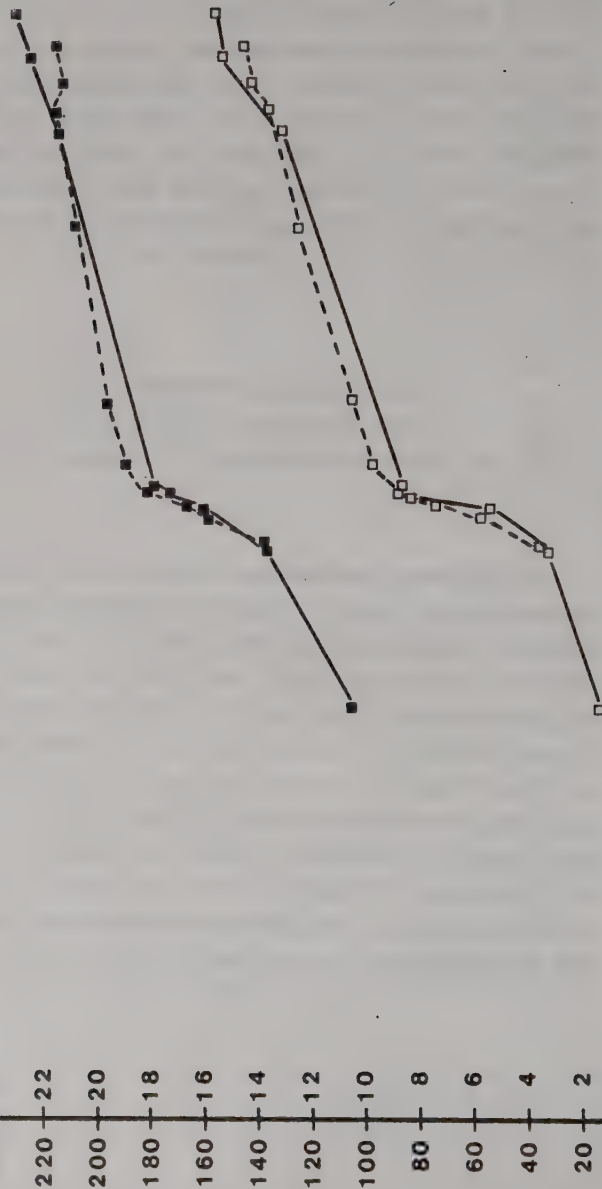
—□— Prädationsteil

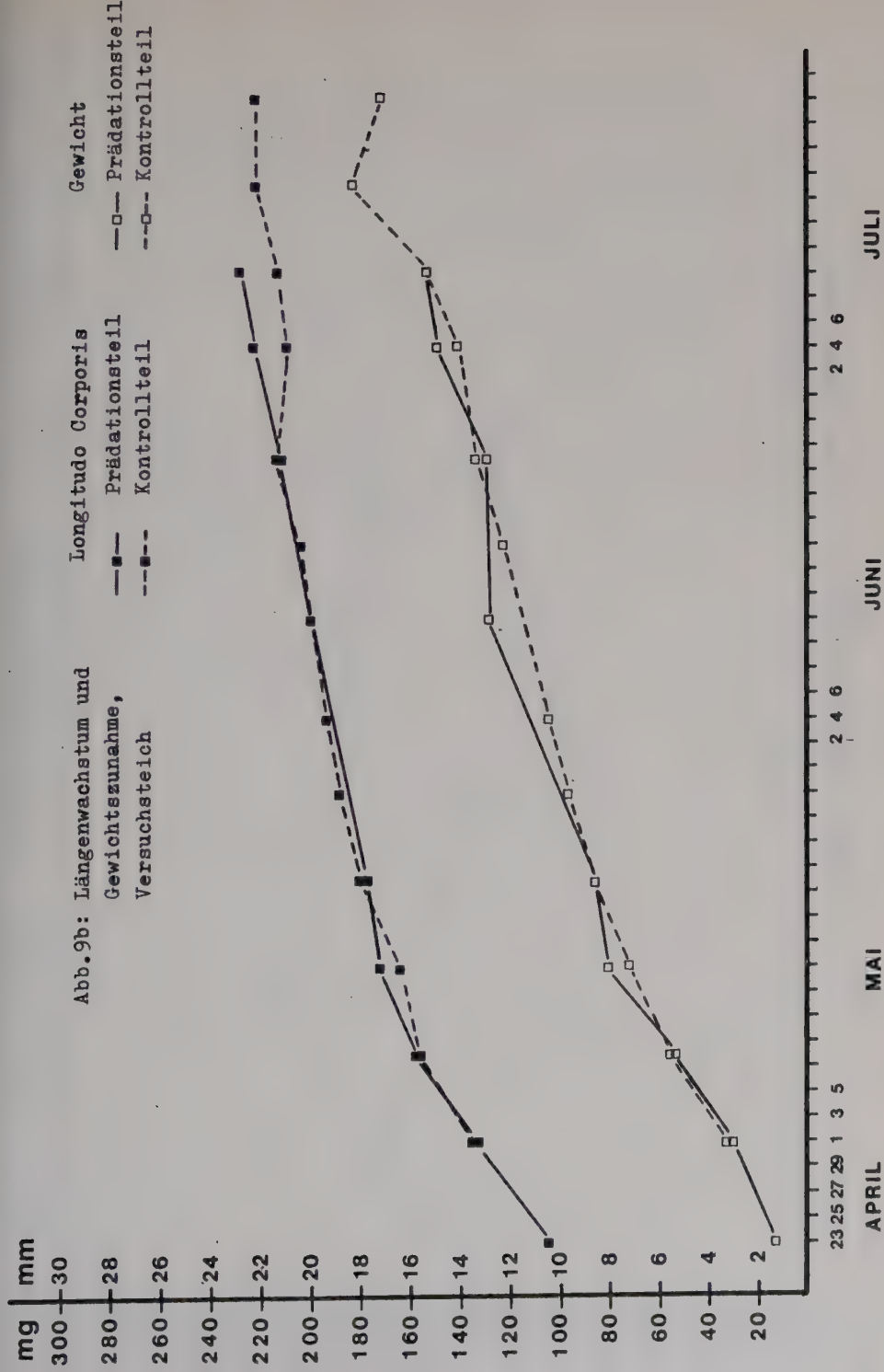
---■--- Kontrollteil

---□--- Kontrollteil

18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43

STADIUM





$b \times 10^{-4}$

Abb.9c: Gewichtszustands=
wert im Versuchs=
teich

— Prädationsteil
--- Kontrollteil

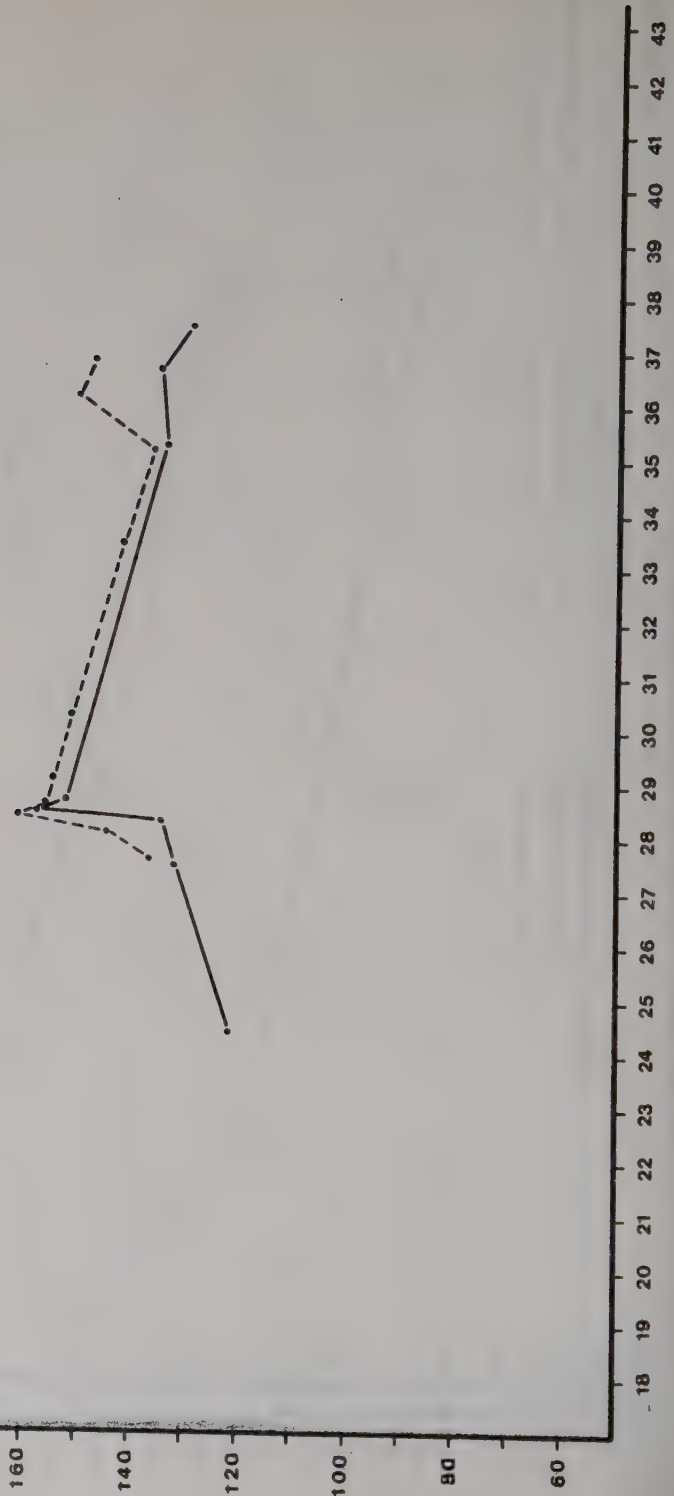
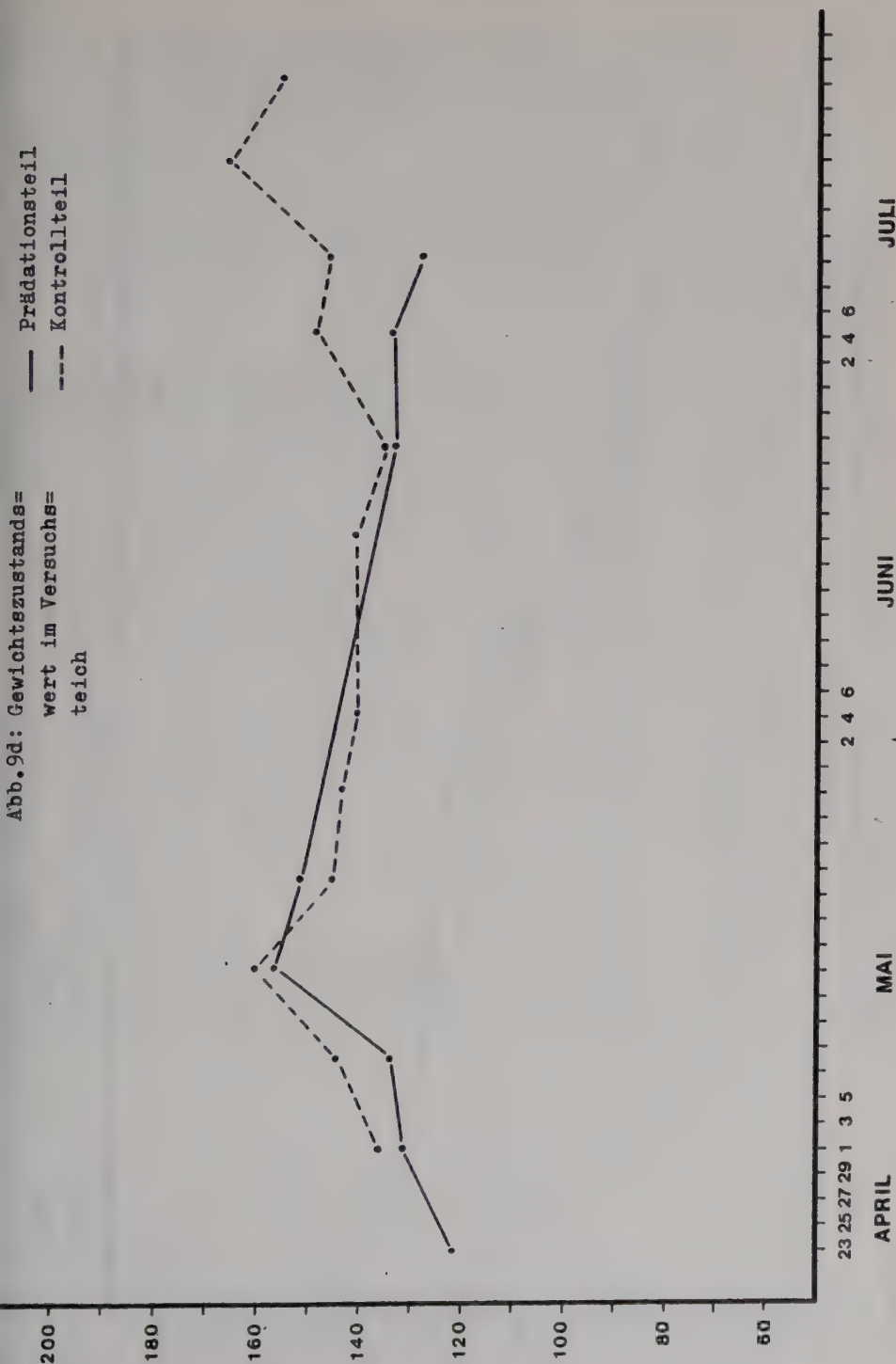


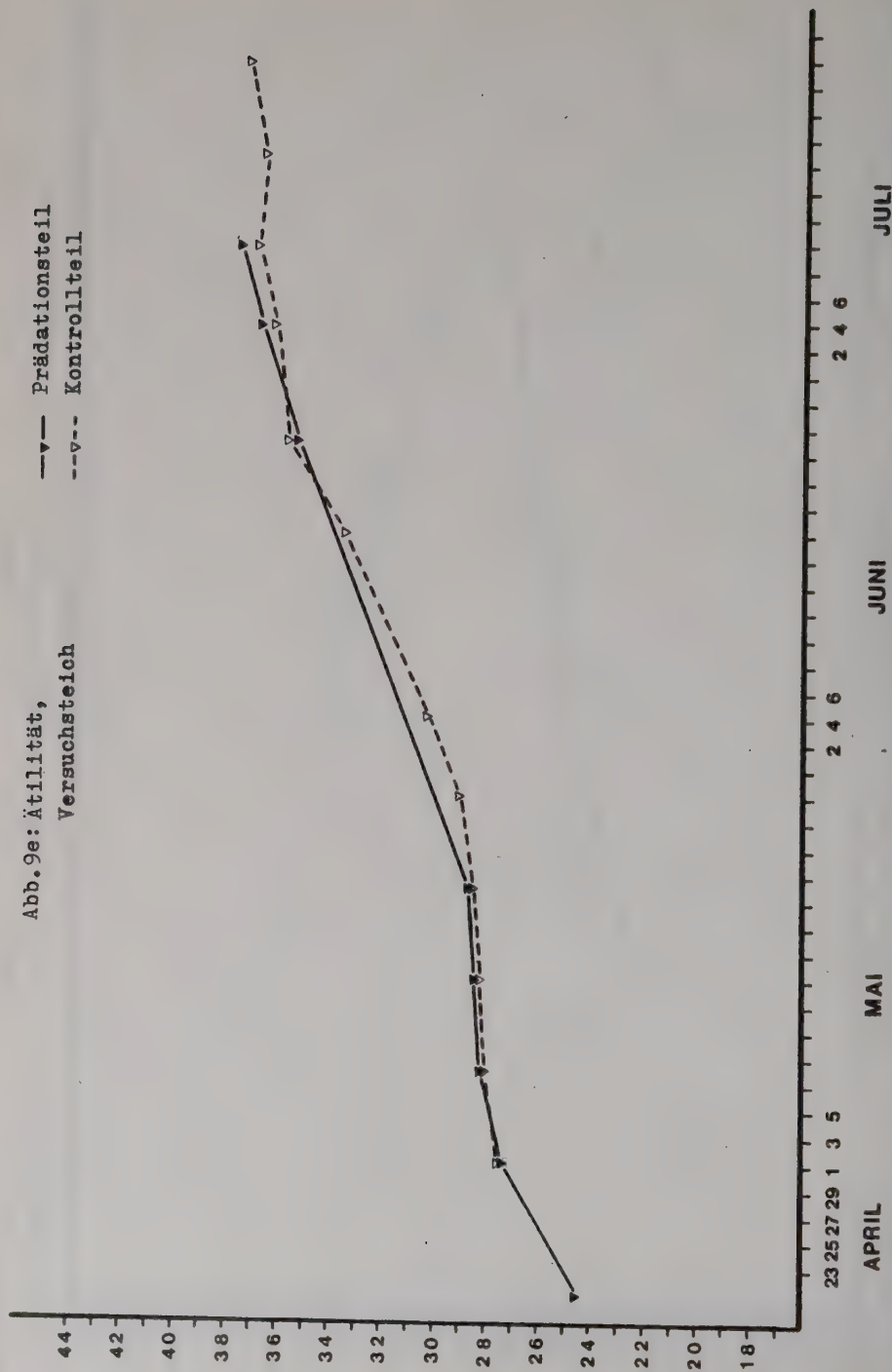
Abb. 9d: Gewichtsstands=
wert im Versuchs=
teich



STADIUM

Abb. 9e: Ätilität,
Versuchsteilch

---▽--- Prädatorensteil
--▽-- Kontrollteil



belle 11 : Längenwachstum, Gewichtszunahme,
Gewichtszustandswert (b) und Ätilität

rsuchsteich 1977

tum	Stadium		n	Long.corp.		Gewicht		r _{1.l.c.-Gew.}	b ($\cdot 10^{-4}$)
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s		
.4.P	24.6	0.18	49	10.44	0.53	13.83	2.02	0.77	121.54
.5.P	27.5	0.13	50	13.47	0.90	32.19	5.61	0.81	131.71
.5.K	27.6	0.14	47	13.58	0.91	34.14	7.68	0.88	136.32
.5.P	28.3	0.39	50	15.92	1.23	54.13	12.72	0.94	134.16
.5.K	28.1	0.47	50	15.77	1.23	56.61	12.55	0.92	144.34
.5.P	28.5	0.51	50	17.30	1.73	81.36	24.83	0.93	157.13
.5.K	28.4	0.48	50	16.58	1.61	73.22	23.46	0.92	160.65
.5.K	28.6	0.88	50	18.15	1.65	86.95	23.60	0.94	145.43
.5.P	28.7	1.08	50	17.83	1.67	85.94	27.41	0.95	151.61
.5.K	29.1	1.29	50	18.89	1.57	97.11	26.74	0.90	144.07
.6.K	30.3	2.32	50	19.49	1.86	104.37	34.09	0.92	140.97
.6.K	33.5	3.39	50	20.61	1.92	123.72	39.18	0.93	141.32
.6.K	35.7	2.92	50	21.54	1.74	135.77	34.22	0.85	135.85
.6.P	35.3	2.90	50	21.36	1.90	130.17	36.05	0.90	133.57
.7.K	36.2	1.99	25	21.14	1.23	141.38	36.82	0.89	149.65
.7.P	36.7	2.20	25	22.39	1.45	150.96	41.88	0.82	134.50
.7.K	36.9	2.87	25	21.41	1.40	144.02	32.92	0.76	146.75
.7.P	37.5	2.16	25	22.93	1.64	155.40	29.27	0.86	128.90
.7.K	36.6	2.07	50	22.29	1.52	184.47	45.06	0.87	166.57
.7.K	37.3	2.08	25	22.30	1.59	172.60	35.03	0.88	155.64

$$r_{2.l.c. - Gew.} = 0.97$$

$$r_{St. - l.c.} = 0.92$$

$$r_{St. - Gew.} = 0.95$$

Alle signifikant auf dem 1% Niveau

Tabelle 12a: Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Versuchsteich 1977 P-K

Longitudo corporis

Datum	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
1.5. - 1.5.	0.598		95
8.5. - 8.5.	0.609		98
15.5. - 15.5.	2.154	5%	98
22.5. - 22.5.	0.963		98
26.6. - 26.6.	0.494		98
10.7. - 10.7.	3.524	0.1%	48

Gewicht

1.5. - 1.5.	1.434		95
8.5. - 8.5.	0.981		98
15.5. - 15.5.	1.684		98
22.5. - 22.5.	0.197		98
26.6. - 26.6.	0.796		98
10.7. - 10.7.	1.291		48

Stadium

1.5. - 1.5.	3.647	0.1%	95
8.5. - 8.5.	2.315	0.5%	98
15.5. - 15.5.	1.009		98
22.5. - 22.5.	0.507		98
26.6. - 26.6.	0.687		98

Tabelle 12b : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Versuchsteich 1977 P-K

Longitudo corporis

Stadien	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
27.5 - 27.6	0.598		95
28.3 - 28.1	0.609		98
28.5 - 28.4	2.154	5%	98
28.7 - 28.6	0.963		98
35.3 - 35.7	0.494		98
36.7 - 36.2	3.287		48
36.7 - 36.9	2.431	2%	48
37.5 - 37.3	1.379		48

Gewicht

27.5 - 27.6	1.434		95
28.3 - 28.1	0.981		98
28.5 - 28.4	1.684		98
28.7 - 28.6	0.197		98
35.3 - 35.7	0.796		98
36.7 - 36.2	0.955		48
36.7 - 36.9	0.651		48
37.5 - 37.3	1.883		48

Tabelle 13a : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Teich an der Fasanerie 1977 - Versuchsteich 1977

Longitudo corporis

Datum	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
6.5. - 8.5. P	0.113		98
13.5. - 15.5. P	3.612	0.1 %	98
20.5. - 22.5. P	9.327	0.01%	102
27.5. - 29.5. K	10.400	0.01%	98
3.6. - 5.6. K	9.865	0.01%	93

Gewicht

6.5. - 8.5. P	1.445		98
13.5. - 15.5. P	0.348		98
20.5. - 22.5. P	7.525	0.01%	102
27.5. - 29.5. K	9.264	0.01%	98
3.6. - 5.6. K	8.733	0.01%	93

Stadium

6.5. - 8.5. P	6.410	0.01%	98
13.5. - 15.5. P	7.394	0.01%	98
20.5. - 22.5. P	19.910	0.01%	102
27.5. - 29.5. K	23.046	0.01%	98
3.6. - 5.6. K	17.868	0.01%	93

Tabelle 13b : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Teich an der Fasanerie 1977 - Versuchsteich 1977

Longitudo corporis

Stadien	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
28.8 - 28.7	6.100	0.01%	98
29.6 - 29.1	1.322		98
35.0 - 35.3	2.951	1 %	98

Gewicht

28.8 - 28.7	8.353	0.01%	98
29.6 - 29.1	3.063	1 %	98
35.0 - 35.3	2.961	1 %	98

Tabelle 14 : Vergleich der Mittelwerte $\bar{x}$ (t-Test)

Köpfchenweiher 1977 - Versuchsteich 1977

Longitudo corporis

Stadien	t	Signifikanz Niveau	Freiheitsgrade
28.7 - 28.7	4.114	0.01%	98
30.3 - 30.3	0.608		98
33.7 - 33.5	8.371	0.01%	98
37.4 - 37.5	8.947	0.01%	74
Gewicht			
28.7 - 28.7	4.979	0.01%	98
30.3 - 30.3	1.765		98
33.7 - 33.5	8.392	0.01%	98
37.4 - 37.5	9.793	0.01%	74

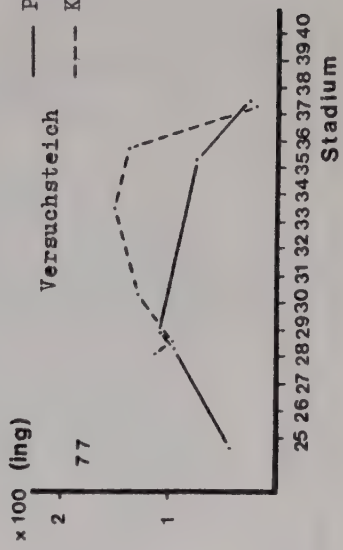
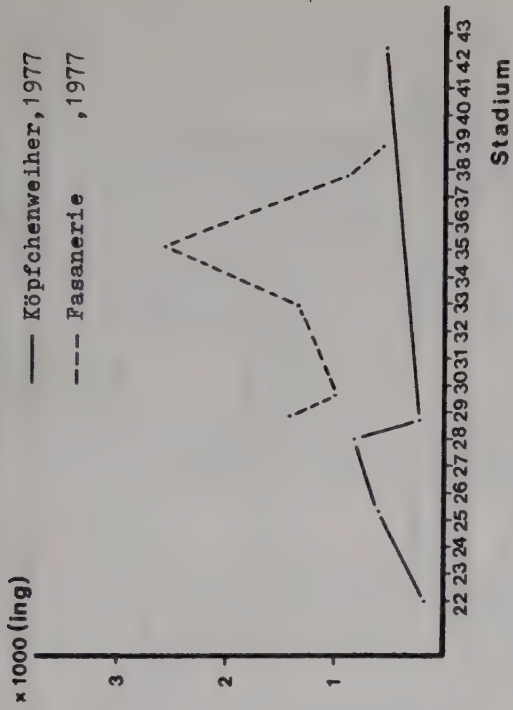
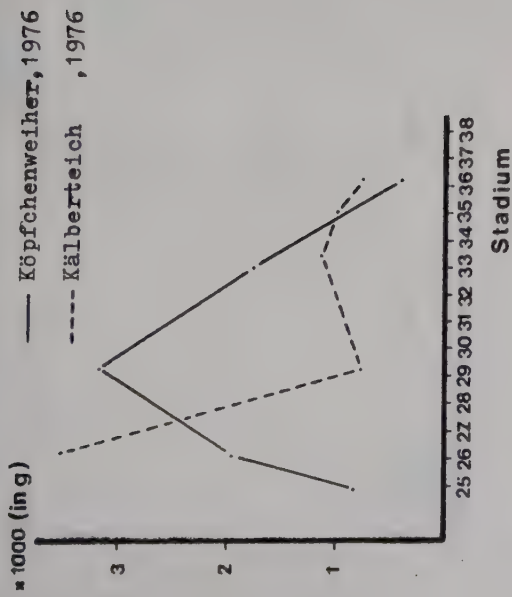


Abb. 10a: Biomasse

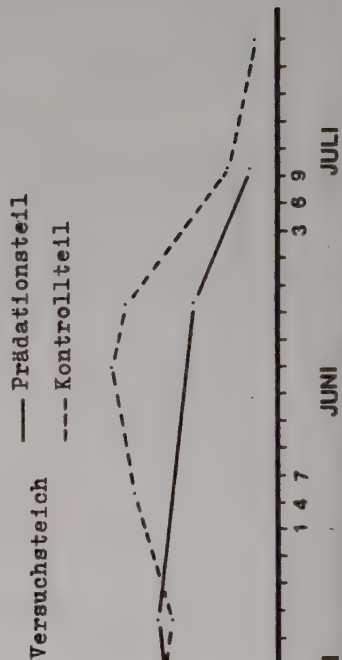
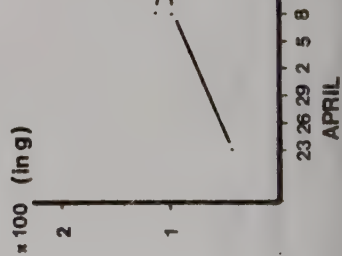
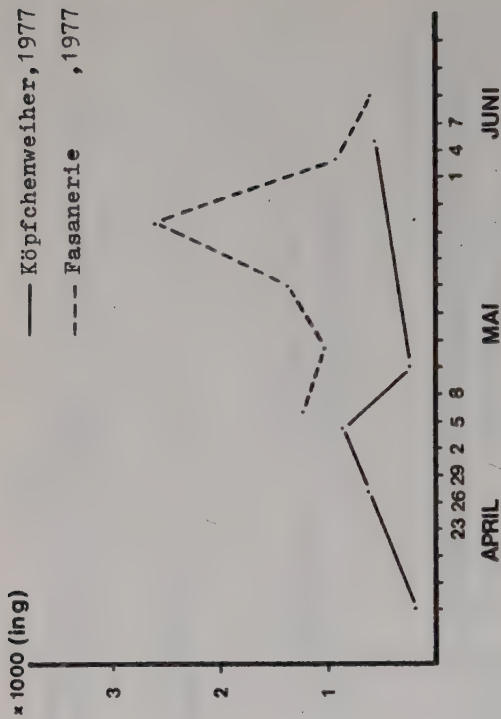
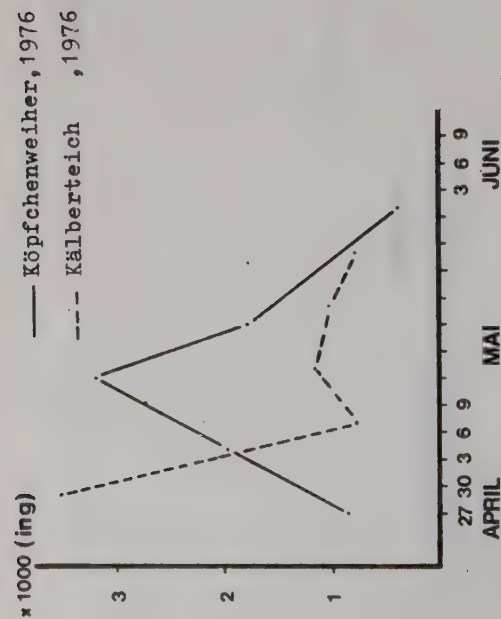


Abb. 10b: Biomasse

Die Entwicklungsgeschwindigkeiten sind nur in 2 Fällen signifikant unterschiedlich. Im Übrigen sind sie nahezu gleich (Abb. 9e, Tabelle 13a).

Die Divergenz der Stadien liegt innerhalb der einzelnen Proben im großen und ganzen zwischen denjenigen der schon besprochenen Populationen.

3. Die Biomasse der Embryonen und Larven (Abb. 10a,b; Tabelle 15a,b)

Die Populationen im Köpfchenweiher 1976 und 1977 erreichen, wie diejenigen aus dem Prädations= teil des Versuchsteiches, bereits im Bereich der Stadien 28/29.3 ihre maximale Biomasse. Im Gegen= satz dazu ist bei den Populationen Kälberteich 1976, Teich an der Fasanerie 1977 und im Kon= trollteil des Versuchsteiches ein Ansteigen nach vorherigem Abfallen erst im Bereich der Stadien 33/34 und 35 zu beobachten.

Tabelle 15a : Biomasse (Abundanz $\cdot \bar{x}_{\text{Gewicht}}$)

Köpfchenweiher 1976

Datum	Stadium	Biomasse (in g)	Datum	Stadium	Biomasse (in g)
27.4.	24.9	852.07	14.4.	22.0	168.51
4.5.	26.1	1974.89	27.4.	25.3	614.67
12.5.	29.3	3194.41	4.5.	28.0	854.80
18.5.	33.0	1798.44	11.5.	28.7	238.69
1.6.	36.2	423.77	15.6.	42.4	551.60

Köpfchenweiher 1977

Kälberteich 1976

29.4.	26.2	3511.41
7.5.	29.2	774.43
13.5.	33.4	1164.40
20.5.	35.0	1014.18
27.5.	36.2	754.97

Teich an der Fasanerie 1977

6.5.	28.8	1427.70
13.5.	29.6	1012.29
20.5.	32.9	1364.85
27.5.	35.0	2592.66
3.6.	37.7	905.84
10.6.	38.8	592.66

Tabelle 15b : Biomasse (Abundanz $\cdot \bar{x}_{\text{Gewicht}}$)

Versuchsteich 1977

Datum	Stadium	Biomasse (in g)
23.4. P	24.6	44.13
8.5. P	28.3	97.60
8.5. K	28.1	114.18
22.5. K	28.6	98.43
22.5. P	28.7	109.23
5.6. K	30.3	131.30
19.6. K	33.5	153.91
26.6. K	35.7	139.84
26.6. P	35.3	76.28
10.7. K	36.9	45.65
10.7. P	37.5	26.11
24.7. K	37.3	20.02

4. Die Nahrungsgrundlage und das Nahrungsspektrum

- a) Das Plankton aus den Untersuchungsgewässern
(Tabellen 16a,b; 17a,b; 18a,b,c; 19a,b,c;
20a,b,c; 21a,b,c,d; 22, 23a,b; 24a,b;
25a,b; 26a,b; 27, 28)

Die gefundenen Planktonformen deuten in allen Gewässern auf die Wassergüteklasse II (Beta-mesosaprobe Zone) hin (KLEE 1975, LIEBMANN 1962 und NAUMANN 1932). Auch der Kälberteich 1976 macht dabei keine Ausnahme, obgleich das auf Grund der hohen Verlandung hätte der Fall sein können. Die relativ geringe Planktondichte zeigt jedoch, daß der Übergang zur Wassergüteklasse III (Alpha-mesosaprobe Zone) weit näher ist, als in den anderen Biotopen.

Die anfänglich geringe Dichte im Versuchsteich erklärt sich durch das geringe Alter des künstlichen Gewässers und die daher noch im Aufbau befindliche Biozönose, was an Hand der steigenden Formen- und Individuenzahlen verfolgt werden kann.

b) Das Plankton aus den Därmen

(Tabellen 16a,b; 17a,b; 18a,b,c;
19a,b,c; 20a,b,c; 21a,b,c,d;
22, 23a,b; 24a,b; 25a,b; 26a,b;
27, 28)

Aus Tabelle 27 geht hervor, daß im Darm der Larven 5 Planktonarten besonders häufig vorkommen. Offensichtlich treffen die Larven eine Auswahl, wobei die Größe der Plankter möglicherweise eine Rolle spielt. Der KENDALL-Rangkorrelationskoeffizient, der alle Planktonformen in der Probe erfaßt (Tabelle 22), ergibt einen geringen bis mittleren Zusammenhang zwischen der Planktonmenge im Darm pro Planktonform und deren Größe im Darm. Zwischen der Planktondichte im Gewässer und der Größe der Plankter ist der Zusammenhang weit geringer. Daraus folgt, daß die Beziehung zwischen dem Angebot im Teich und dem festgestellten Spektrum im Darm nicht hoch sein kann. Der multiple Korrelationskoeffizient $r_{KDG, KDT, KTG}$ zeigt, abgesehen von den ersten beiden Proben aus dem Teich an der Fasanerie, mittlere Korrelationen.

Tabelle 16a

Kälberteich 3.5.76

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [μ m]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Anabaena	2	1.31	8	1.02	42
Synedra	21	13.74	20	2.55	158
F.virescens	40	26.18	250	31.93	50
F.capucina	79	51.70	22	2.81	75
Pinnularia	29	18.98	170	21.71	42
Pinnularia	65	42.53	295	37.68	92
Navicula	2	1.31	208	26.56	18
Navicula	437	285.99	2673	341.38	53
Stauroneis	75	49.08	1227	156.70	30
Epithemia	58	37.96	313	39.97	37
Nitzschia	77	50.39	806	102.94	17
Cymbella	63	41.23	59	7.54	33
Pleurosigma	4	2.62	8	1.02	70
Meridion	5	3.27	28	3.58	35
Gomphonema	3	1.96	249	31.80	32
Cymatopleura	6	3.93	67	8.56	167
Trachelomonas	32	20.94	238	30.40	28
Peridinium	21	13.74	6	30.40	50
Ceratium	5	3.27	0	0	200
Closterium	67	43.85	227	28.99	247
Cosmarium	1	0.65	8	1.02	10
Staurastrum	2	1.31	12	1.53	25
Volvox	50	32.72	2	0.26	200
Pediastrum	9	5.89	25	3.19	60
Ankistrodesmus	29	18.98	30	3.83	50
Phacus	38	24.87	428	54.66	42
Scenedesmus	38	24.87	421	53.77	25
Gloeocystis	2	1.31	13	1.66	100
Fadenalgen	146	95.55	8	1.02	-
Arcella	12	7.85	6	0.77	120
Filinia	1	0.65	0	0	400
Lecane	5	3.27	0	0	92
Nauplius-Larve	72	47.12	2	0.26	266
Chydorus-Typ	9	5.89	1	0.13	400
Alona	14	9.16	0	0	400
Copepoda	9	5.89	0	0	400

1528

7830

Teile höherer

Pflanzen

Cuticulae

(Crustacea)

54

0

Tabelle 16b

Kälberteich 10.6.76

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Synedra	152	108.73	58	11.51	110
F.crotonensis	13	9.30	5	1.0	50
F.virescens	90	64.38	61	12.10	50
F.capucina	46	32.90	27	5.36	100
Navicula	7	5.01	2006	398.02	18
Navicula	58	41.49	765	151.78	53
Epithemia	5	3.58	54	10.71	37
Nitzschia	59	42.20	590	117.06	17
Pleurosigma	2	1.43	1	0.20	70
Pinnularia	10	7.15	175	34.72	42
Pinnularia	11	7.87	127	25.20	91
Meridion	12	8.58	36	7.14	35
Cymbella	10	7.15	39	7.74	47
Cynatopleura	7	5.01	39	7.74	167
Stauroneis	6	4.29	47	9.33	30
Trachelomonas	15	10.73	47	9.33	50
Peridinium	11	7.87	6	1.19	50
Ceratium	11	7.87	1	0.20	200
Closterium	104	74.39	181	35.91	25
Kirchneriella	2	1.43	1	0.20	30
Pediastrum	12	8.58	12	2.38	116
Phacus	469	335.48	482	95.63	92
Scenedesmus	41	29.33	167	33.13	25
Gloeocystis	7	5.01	21	4.17	100
Fadenalgen	155	110.87	52	10.32	-
Ankistrodesmus	15	10.73	36	7.14	50
Lecane	2	1.43	4	0.79	53
Nauplius-Larve	60	42.92	0	0	266
Chydorus-Typ	2	1.43	0	0	400
Alona	3	2.15	0	0	400
Copepoda	1	0.72	0	0	400
1398		5040		-----	

Teile höherer

Pflanzen 261

Cuticulae 13

(Crustacea)

Tabelle 17a

Köpfchenweiher 2.6.76

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	°/oo	Anz.	°/oo	
Gloeocapsa	4406	381.57	0	0	100
Chroococcus	1	0.09	6	0.66	50
Microcystis	65	5.63	9	0.99	58
Synedra	89	7.71	33	3.62	110
D.elongatum	1	0.09	0	0	63
F.crotonensis	1	0.09	0	0	143
F.virescens	5462	473.02	5915	649.29	27
F.capucina	901	78.03	208	22.83	100
Navicula	1	0.09	191	20.97	18
Navicula	36	3.12	952	104.50	53
Stauroneis	8	0.69	77	8.45	108
Epithemia	10	0.87	273	29.97	37
Nitzschia	156	13.51	220	24.15	16
Meridion	8	0.69	17	1.87	35
Trachelomonas	11	0.95	54	5.93	28
Peridinium	5	0.43	15	1.65	50
Ceratium	1	0.09	0	0	200
Closterium	12	1.04	50	5.49	30
Kirchneriella	17	1.47	1	0.11	30
Pediastrum	81	7.01	99	10.87	36
Chlorococcum	11	0.95	0	0	17
Phacus	5	0.43	150	16.47	40
Scenedesmus	28	2.42	756	82.99	25
Fadenalgen	132	11.43	76	8.34	-
Lecane	26	2.25	7	0.77	92
Colurella	1	0.09	0	0	80
Trichotria	1	0.09	0	0	300
Trichocerca	2	0.17	0	0	300
Nauplius-Larve	31	2.68	0	0	266
Daphnia	1	0.09	0	0	400
Chydorus-Typ	30	2.60	1	0.11	400
Copepoda	7	0.61	0	0	400

11547

9110

Teile höherer

Pflanzen

311

Cuticulae

15

(Crustacea)

Tabelle 17b

Köpfchenweiher 10.6.76

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Anabaena	3	0.31	11	3.10	25
Gloeocapsa	6885	721.17	9	2.53	100
Microcystis	30	3.14	3	0.84	58
Synedra	62	6.49	16	4.51	110
F.crotonensis	1	0.10	7	2.0	50
F.virescens	751	78.66	955	268.93	27
F.capucina	175	18.33	9	2.53	100
Navicula	8	0.84	1071	301.61	18
Navicula	36	3.77	293	82.51	53
Epithemia	61	6.39	66	18.59	37
Nitzschia	100	10.47	466	131.23	17
Pleurosigma	12	1.26	2	0.56	143
Pinnularia	40	4.19	50	14.08	42
Meridion	5	0.52	7	2.0	35
Stauroneis	40	4.19	43	12.11	30
Gomphonema	3	0.31	19	5.35	32
Trachelomonas	234	24.51	57	16.05	28
Closterium	38	4.0	27	7.60	30
Kirchneriella	2	0.21	1	0.28	30
Cosmarium	3	0.31	4	1.13	10
Pediastrum	48	5.03	32	9.01	37
Phacus	11	1.15	51	14.36	42
Scenedesmus	266	27.86	322	90.68	25
Fadenalgen	19	2.0	10	2.82	-
Ciliata	4	0.42	1	0.28	63
Thecamoeba	600	62.85	15	4.22	117
Lecane	3	0.31	3	0.84	53
Nauplius-Larve	107	11.21	1	0.28	270

9547

3551

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

162

24

Tabelle 18a

Kälberteich 5.5.77

Plankton	Teich	
	Anz.	°/oo
Dinobryon	19088	890.8
Synedra	991	46.3
F.crotonensis	126	5.9
F.capucina	10	0.47
Pinnularia	8	0.37
Navicula	8	0.37
Diatoma	1	0.047
Peridinium	436	20.3
Ceratium	4	0.19
Closterium	5	0.23
Ankistrodesmus	1	0.047
Chlorococcum	271	12.6
Volvox	18	0.84
Fadenalgen	118	5.5
Keratella	26	1.2
Colurella	18	0.84
Nauplius-Larve	258	12.0
Daphnia	7	0.33
Chydorus	21	0.98
Copepoda	12	0.56

----- 21427 -----

Tabelle 18b

Kälberteich 28.5.77

Plankton	Teich	
	Anz.	°/oo
Navicula	1269	188.2
D.elongatum	1163	172.5
Synedra	523	77.6
F.virescens	1995	295.9
F.capucina	510	75.6
F.crotonensis	172	25.5
Meridion	9	1.3
Pinnularia	5	0.7
Gomphonema	8	1.2
Pleurosigma	1	0.15
Peridinium	2	0.3
Ceratium	3	0.44
Closterium	18	2.6
Cosmarium	2	0.3
Chlorococcum	171	25.4
Ankistrodesmus	30	4.4
Gonium	27	4.0
Pandorina	18	2.6
Volvox	372	55.2
Fadenalgen	351	52.1
Paramecium	1	0.15
Zoothamnium	47	7.0
Colurellidae	6	0.89
Nauplius-Larve	22	3.3
Daphnia	5	0.7
Bosmina	3	0.44
Copepoda	7	0
Chironomiden-L.	31	0.44

-----6743-----

Tabelle 18c

Kälberteich 8.6.77

Plankton	Teich	
	Anz.	°/oo
Anabaena	15	3.34
Microcystis	17	3.78
Synedra	980	218.12
D.elongatum	170	37.84
F.virescens	1235	274.87
F.capucina	118	26.26
Navicula	6	1.34
Navicula	518	115.29
Nitzschia	7	1.56
Cymbella	5	1.11
Pinnularia	17	3.78
Meridion	30	6.68
Peridinium	92	20.48
Ceratium	83	18.47
Closterium	8	1.78
Cosmarium	1	0.22
Cosmarium	3	0.67
Chlorella	7	1.56
Flagellata	15	3.34
Fadenalgen	445	99.04
Selenastrum	7	1.56
Gloeocystis	638	142.00
Keratella	5	1.11
Colurella	3	0.67
	4	0.89
Nauplius-Larve	30	6.68
Daphnia	2	0.45
Bosmina	28	6.23
Copepoda	4	0.89

 4493

Tabelle 19a

Köpfchenweiher 25.5.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [μ m]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Anabaena	10	0.33	2	0.16	42
Chroococcus	7	0.23	3	0.24	50
Microcystis	2820	94.13	137	10.95	58
Synedra	6378	212.88	360	28.78	110
D.elongatum	273	9.11	320	25.58	40
F.virescens	5576	186.11	3638	290.83	27
F.capucina	13630	454.94	6074	485.57	75
Navicula	14	0.47	38	3.04	18
Navicula	44	1.47	246	19.67	53
Epithemia	7	0.23	0	0	37
Epithemia	3	0.10	6	0.48	92
Nitzschia	32	1.07	194	15.51	17
Pinnularia	26	0.87	10	0.80	92
Trachelomonas	1	0.03	6	0.48	28
Peridinium	80	2.67	4	0.32	50
Staurastrum	2	0.07	0	0	25
Cosmarium	6	0.20	3	0.24	10
Cosmarium	2	0.07	2	0.16	25
Pediastrum	8	0.27	5	0.40	37
Scenedesmus	5	0.17	15	1.20	25
Volvox	3	0.10	0	0	200
Fadenalgen	413	13.79	1415	113.12	-
Ciliata	16	0.53	2	0.16	63
Thecamoeba	549	18.32	21	1.68	116
Lecane	2	0.07	7	0.56	53
Filinia	1	0.03	0	0	200
Keratella	6	0.20	0	0	150
Colurella	8	0.27	0	0	80
Brachionus	7	0.23	0	0	200
Nauplius-Larve	15	0.50	0	0	270
Bosmina	13	0.43	1	0.08	100
Daphnia	1	0.03	0	0	400
Copepoda	2	0.07	0	0	400

29960

12509

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

277

5

Tabelle 19b

Köpfchenweiher-West 8.6.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	°/oo	Anz.	°/oo	
Gloeocapsa	1	0.07	0	0	100
Coelosphaerium	6	0.45	1	0.07	67
Microcystis	84	6.25	104	7.12	45
Dinobryon	2	0.15	0	0	33
Synedra	262	19.49	188	12.87	110
D.elongatum	11	0.82	64	4.38	63
F.crotonensis	32	2.38	125	9.19	143
F.virescens	4634	344.79	6042	413.61	27
F.capucina	7750	576.64	6187	423.53	75
Navicula	5	0.37	175	11.98	53
Epithemia	16	1.19	0	0	150
Nitzschia	8	0.60	94	6.43	17
Asterionella	34	2.53	0	0	70
Pleurosigma	3	0.22	1	0.07	143
Trachelomonas	2	0.15	20	1.37	28
Peridinium	12	0.89	6	0.41	50
Staurostrum	2	0.15	1	0.07	35
Pediastrum	1	0.07	4	0.27	37
Chlorococcum	3	0.22	0	0	17
Gloeocystis	78	5.80	2	0.14	100
Volvox	120	8.93	3	0.21	200
Fadenalgen	314	23.36	1582	108.30	-
Ciliata	5	0.37	1	0.07	63
Nauplius-Larve	15	1.12	4	0.27	266
Ceriodaphnia	24	1.79	1	0.07	290
Bosmina	2	0.15	2	0.14	100
Chydorus-Typ	9	0.67	1	0.07	400
Copepoda	5	0.37	0	0	400

13440

14608

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

335

25

Tabelle 19c

Köpfchenweiher-SW Ecke 8.6.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	°/oo	Anz.	°/oo	
Anabaena	2	0.24	155	8.49	25
Microcystis	297	35.93	21	1.15	58
Synedra	438	52.99	233	12.76	153
D.elongatum	6	0.73	17	0.93	63
F.crotonensis	75	9.07	108	5.92	143
F.virescens	2074	250.91	6774	371.02	26
F.capucina	4986	603.19	3357	183.86	100
Navicula	16	1.94	55	3.01	53
Navicula	4	0.48	196	10.74	18
Pleurosigma	1	0.12	4	0.22	70
Pinnularia	6	0.73	78	4.27	42
Nitzschia	42	5.08	70	3.83	17
Asterionella	65	7.86	28	1.53	70
Peridinium	15	1.81	81	4.44	50
Cosmarium	3	0.36	7	0.38	10
Pediastrum	4	0.48	11	0.60	37
Chlorococcum	4	0.48	12	0.66	17
Scenedesmus	1	0.12	15	0.82	25
Gloeocystis	55	6.65	71	3.89	100
Volvox	14	1.69	12	0.66	200
Fadenalgen	120	14.52	6897	377.75	-
Ciliata	2	0.24	26	1.43	63
Thecamoeba	1	0.12	21	1.15	50
Lecane	1	0.12	5	0.27	53
Nauplius-Larve	19	2.30	1	0.05	260
Daphnia	1	0.12	0	0	400
Bosmina	5	0.6	2	0.11	100
Chydorus-Typ	4	0.48	1	0.05	400
Copepoda	5	0.6	0	0	400

8266

18258

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

702

97

Tabelle 20a

Teich an der Fasanerie 5.5.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [μ m]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Dinobryon	1087	50.39	0	0	33
D.elongatum	17	0.79	1933	581.53	63
Synedra	3505	162.47	314	94.46	110
F.crotonensis	14216	659.0	76	22.86	143
F.virescens	6	0.28	432	129.96	27
Pinnularia	5	0.23	6	1.80	42
Navicula	58	2.69	229	68.89	53
Peridinium	2051	95.1	12	3.61	50
Trachelomonas	40	1.9	4	1.20	28
Closterium	1	0.05	0	0	100
Cosmarium	1	0.05	1	0.30	25
Gonium	32	1.5	0	0	40
Eudorina	17	0.79	0	0	40
Volvox	13	0.60	0	0	200
Ankistrodesmus	13	0.60	0	0	50
Kirchneriella	14	0.65	2	0.60	30
Phacus	23	1.07	5	1.50	60
Scenedesmus	20	0.93	7	2.11	40
Coelastrum	166	7.7	283	85.14	25
Chlorella	125	5.8	3	0.90	33
Chlorococcum	4	0.19	8	2.41	17
Flagellata	17	0.79	0	0	60
Fadenalgen	10	0.46	8	2.41	-
Paramecium	10	0.46	0	0	63
Keratella	20	0.93	0	0	150
Filinia	58	2.69	0	0	400
Brachionus	10	0.46	0	0	200
Nauplius-Larve	12	0.56	0	0	270
Chydorus	7	0.32	0	0	400
Copepoda	14	0.65	1	0.046	400

21572

3324

Teile höherer

Pflanzen

30

Cuticulae

0

(Crustacea)

Tabelle 20b

Teich an der Fasanerie 28.5.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Dinobryon	334	19.34	0	0	33
Synedra	5044	92.10	342	39.46	158
D.elongatum	137	7.93	39	4.50	63
F.crotonensis	10	0.58	118	13.61	143
Navicula	69	4.0	870	101.68	53
Nitzschia	40	2.32	6948	801.66	17
Trachelomonas	219	12.68	125	14.42	28
Peridinium	6246	361.71	50	5.77	50
Chlorella	16	0.93	10	1.15	33
Phacus	260	15.05	16	1.85	92
Lepocinclis	2004	116.05	14	1.62	33
Scenedesmus	29	1.68	29	3.35	25
Eudorina	1430	82.81	5	0.58	40
Fadenalgen	4	0.23	11	1.27	-
Ciliata	926	53.63	2	0.23	63
Thecamoeba	426	24.67	83	9.58	116
Filinia	14	0.81	0	0	400
Keratella	47	2.72	5	0.58	150
Nauplius-Larve	11	0.63	0	0	266
Copepoda	2	0.12	0	0	400
	17268		8667		

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

0
0

Tabelle 20c

Teich an der Fasanerie 8.6.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Anabaena	84	3.76	2	0.28	42
Dinobryon	2796	125.24	1	0.14	33
Synedra	7372	330.21	205	28.57	110
D.elongatum	270	12.09	30	4.18	63
Navicula	41	1.84	723	100.75	53
Epithemia	2	0.09	60	8.36	92
Nitzschia	5	0.22	563	78.46	25
Cymbella	45	2.02	3717	517.98	20
Peridinium	3212	143.87	45	6.27	50
Trachelomonas	2556	114.49	939	130.85	28
Cosmarium	1	0.04	4	0.56	10
Closterium	5	0.22	106	14.77	100
Chlorella	18	0.81	13	1.81	33
Eudorina	175	7.84	9	1.25	40
Scenedesmus	85	3.81	134	18.67	40
Fadenalgen	3	0.13	14	1.95	-
Pediastrum	1	0.04	3	0.42	71
Selenastrum	25	1.12	35	4.88	25
Phacus	304	13.62	111	15.47	36
Lepocinclis	5236	234.53	455	63.41	33
Ciliata	31	1.39	1	0.14	63
Keratella	37	1.66	2	0.28	150
Filinia	12	0.54	0	0	400
Nauplius-Larve	5	0.22	3	0.42	266
Daphnia	1	0.04	1	0.14	400
Copepoda	3	0.13	0	0	400

223257176

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

127
2

Tabelle 21a

Versuchsteich 5.5.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [μ m]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Navicula	23	13.9	804	3.18	18
D.elongatum	148	89.2	1575	98.03	40
Synedra	1089	656.4	231	58.38	158
F.virescens	15	9.0	360	90.98	50
F.capucina	92	55.5	410	103.61	75
F.crotonensis	111	66.9	428	108.16	50
Meridion	1	0.60	1	0.25	80
Pinnularia	106	63.9	97	24.51	92
Peridinium	8	4.8	0	0	50
Closterium	3	1.8	1	0.25	247
Cosmarium	1	0.60	3	0.76	25
Chlorella	15	9.0	0	0	50
Coelastrum	18	10.8	1	0.25	83
Fadenalgen	5	3.0	45	11.37	-
Nauplius-Larve	22	13.3	0	0	266
Daphnia	2	1.2	1	0.25	400

16593957

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

114

34

Tabelle 21b

Versuchsteich 28.5.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [μ m]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Microcystis	2080	373.03	1891	140.25	40
Merismopedia	923	165.53	9035	670.10	30
Synedra	305	54.70	17	1.26	158
D.elongatum	36	6.46	5	0.37	43
F.crotonensis	48	8.61	19	1.41	143
F.capucina	235	42.14	49	3.63	100
Navicula	296	53.08	373	27.66	18
Navicula	211	37.84	337	24.99	53
Epithemia	1	0.18	4	0.30	37
Pleurosigma	15	2.70	22	1.63	143
Stauroneis	5	0.90	10	0.74	92
Nitzschia	182	32.64	127	9.42	70
Pinnularia	22	3.95	70	5.20	42
Cosmarium	29	5.20	14	1.04	10
Cosmarium	33	5.92	9	0.67	25
Closterium	8	1.43	2	0.15	247
Gonatozygon	1	0.18	0	0	150
Scenedesmus	1008	180.77	1445	107.17	40
Selenastrum	1	0.18	0	0	25
Chlorella	13	2.33	0	0	50
Eudorina	19	3.41	0	0	40
Pediastrum	20	3.59	15	1.11	116
Tetralantus	4	0.72	1	0.07	50
Fadenalgen	49	8.79	30	2.22	-
Lecane	2	0.36	8	0.60	53
Nauplius-Larve	24	4.30	0	0	266
Daphnia	2	0.36	0	0	400
Chydorus-Typ	1	0.18	0	0	400
Acroperus	2	0.36	0	0	500
Copepoda	1	0.18	0	0	400

5576

13483

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

26

12

Tabelle 21c

Versuchsteich 8.6.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [μ m]
	Anz.	°/oo	Anz.	°/oo	
Merismopedia	234	28.6	6356	495.05	30
Coelosphaerium	151	18.4	4844	377.29	20
Anabaena	7635	932.3	273	21.26	42
Navicula	25	3.1	295	22.98	53
Navicula	25	3.1	61	4.75	18
F.crotonensis	5	0.61	17	1.32	50
D.elongatum	1	0.12	0	0	63
Pleurosigma	3	0.37	29	2.26	70
Nitzschia	13	1.6	2	0.16	25
Pinnularia	1	0.12	47	3.66	42
Closterium	2	0.24	0	0	247
Cosmarium	8	0.98	36	2.80	25
Chlorella	19	2.3	0	0	33
Scenedesmus	23	2.8	846	65.89	25
Fadenalgen	0	0	6	0.47	-
Pediastrum	10	1.2	21	1.64	37
Eudorina	1	0.12	0	0	40
Ciliata	3	0.37	0	0	63
Lecane	0	0	6	0.47	92
Nauplius-Larve	19	2.3	0	0	266
Daphnia	3	0.37	0	0	400
Bosmina	1	0.12	0	0	100
Copepoda	7	0.9	0	0	400

8189

12839

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

8
12

Tabelle 21d

Versuchsteich 23.7.77

Plankton	Teich		Darm(St.40 fr.)		Größe [µm]
	Anz.	‰	Anz.	‰	
Merismopedia	1124	59.5	1609	87.37	30
Coelosphaerium	17059	2.97	13434	729.47	20
Anabaena	18	0.96	5	0.27	42
Synedra	4	0.21	1	0.05	108
F.capucina	3	0.16	4	0.22	75
Navicula	120	6.35	490	26.61	18
Navicula	9	0.48	11	0.60	53
Gomphonema	10	0.53	0	0	32
Closterium	1	0.05	0	0	247
Cosmarium	338	17.89	1552	84.27	10
Cosmarium	66	3.49	22	1.19	25
Chlorella	1	0.05	0	0	33
Scenedesmus	74	3.92	1216	66.03	25
Fadenalgen	5	0.26	38	2.06	-
Coelastrum	3	0.16	0	0	25
Pediastrum	21	1.11	20	1.09	30
Colurella	2	0.11	1	0.05	33
Squatinella	2	0.11	0	0	150
Lecane	2	0.11	11	0.60	91
Nauplius-Larve	6	0.32	0	0	266
Bosmina	22	1.16	2	0.11	100
Copepoda	2	0.11	0	0	400

-----18892

-----18416

Teile höherer
Pflanzen
Cuticulae
(Crustacea)

8
25

Abelle 22 : Plankton, KENDALL-Rangkorrelationskoeffizient

(r_K) und multipler Korrelationskoeffizient

$(r_{K_1 K_2 K_3})$, Zusammenhang von Angebot im Teich(T),
der Aufnahme in den Darm(D) und seiner Größe(g)

Datum	Biotop	Larval Stadium	r_{KDG}	Maßzahl	Signifikanz zweiseitig	r_{KDG}	Maßzahl	Signifikanz	r_{KTD}	Maßzahl	Signifikanz	$r_{KDG.KDT.KTG}$
5.5.77	V.-Teich	29	-0.36	1.732		-0.04	0.197		0.42	2.161		0.29
28.5.77	V.-Teich	29 sp.	-0.37	2.551	5 %	-0.27	1.988	5 %	0.69	6.929	0.1 %	0.72
8.6.77	V.-Teich	31	-0.49	2.904	1 %	-0.39	2.453	5 %	0.44	2.667	1 %	0.56
23.7.77	V.-Teich	38	-0.56	3.291	0.1 %	-0.53	3.261	1 %	0.64	4.060	0.1 %	0.69
2.6.76	Köpfchenw.	38 sp.	-0.46	3.399	0.1 %	-0.18	1.393		0.38	2.773	1 %	0.55
10.6.76	Köpfchenw.	40 sp.	-0.38	2.710	1 %	-0.08	0.583		0.30	2.212	5 %	0.65
25.5.77	Köpfchenw.	35	-0.35	2.627	1 %	-0.06	0.486		0.54	4.121	0.1 %	0.62
8.6.77	Köpfchenw. SW-Ecke	38 fr.	-0.28	2.074	5 %	-0.08	0.612		0.40	2.945	1 %	0.47
8.6.77	Köpfchenw. W-Ecke	40 fr.	-0.23	1.605		0.15	0.245		0.41	2.884	1 %	0.50
3.5.76	Kälberteich	39	-0.45	3.676	0.1 %	-0.002	0.014		0.38	3.133	1 %	0.59
10.6.76	Kälberteich	41 fr.	-0.46	3.425	0.1 %	-0.10	0.713		0.39	2.974	1 %	0.57
5.5.77	Pasanerie	29	-0.27	1.8		-0.02	0.112		0.20	1.373		0.33
28.5.77	Pasanerie	37	-0.29	1.628		-0.07	0.416		0.18	1.103		0.33
8.6.77	Pasanerie	38	-0.47	3.222	1 %	-0.19	1.331		0.28	1.984	5 %	0.51

D = Anzahl der einzelnen Planktonformen im Darm

T = Anzahl der einzelnen Planktonformen im Teich

G = Größe der einzelnen Planktonformen

Tabelle 23a : Gegenüberstellung der 5 jeweils am höchsten
repräsentierten Planktonformen in Gewässer
und Darm

Datum	Plankton	Anteil, Gewässer ‰	Anteil, Darm ‰	Größe in µm	Anteil im Da größer, als i Gewässer
2.6.76	F.virescens	473.02	649.29	27	+
	Navicula, gr.	3.12	104.50	53	+
	Scenedesmus	2.42	82.99	25	+
	Epithemia	0.87	29.97	37	+
	Nitzschia	13.51	24.15	17	+
	Σ	492.94	Σ 890.90		
10.6.76	Navicula, kl.	0.84	301.61	18	+
	F.virescens	78.66	268.98	27	+
	Nitzschia	10.47	131.23	17	+
	Scenedesmus	27.86	90.68	25	+
	Navicula, gr.	3.77	82.51	53	+
	Σ	121.60	Σ 875.01		
25.5.77	F.capucina	454.94	485.57	75	+
	F.virescens	186.11	290.83	27	+
	Fadenalgen	13.79	113.12	-	+
	Synedra	212.88	28.78	110	-
	D.elongatum	9.11	25.58	40	+
	Σ	876.83	Σ 943.88		
8.6.77	Fadenalgen	14.52	377.75	-	+
SW-Ecke	F.virescens	250.91	371.02	26	+
	F.capucina	603.19	183.86	100	-
	Synedra	52.99	12.76	153	-
	Navicula, kl.	0.48	10.74	18	+
	Σ	922.09	Σ 956.13		
8.6.77	F.capucina	576.64	423.53	75	-
W-Ecke	F.virescens	344.79	413.61	27	+
	Fadenalgen	23.36	108.30	-	+
	Synedra	19.49	12.87	110	-
	Navicula, gr.	0.37	11.98	53	+
	Σ	964.65	Σ 970.29		

+ ja
- nein

Num	Plankton	Anteil, Gewässer °/oo	Anteil, Darm °/oo	Größe in µm	Anteil im Darm größer, als im Gewässer
6.76	F.virescens	473.02	649.29	27	+
	Gloeocapsa	381.57	0	100	-
	F.capucina	78.03	22.83	100	-
	Nitzschia	13.51	24.15	16	+
	Fadenalgen	11.43	8.34	-	+
	Σ	957.56	Σ 704.61		
6.76	Gloeocapsa	721.17	2.53	100	-
	F.virescens	78.66	268.93	27	+
	Thecamoeba	62.85	4.22	117	-
	Scenedesmus	27.86	90.68	25	+
	Trachelomonas	24.51	16.05	28	-
	Σ	915.05	Σ 382.41		
5.77	F.capucina	454.94	485.57	75	+
	Synedra	212.88	28.78	110	-
	F.virescens	186.11	290.83	27	+
	Microcystis	94.13	10.95	58	-
	Thecamoeba	18.32	1.68	116	-
	Σ	966.38	Σ 817.81		
6.77	F.capucina	603.19	183.86	100	-
Ecke	F.virescens	250.91	371.02	26	+
	Synedra	52.99	12.76	153	-
	Microcystis	35.93	1.15	58	-
	Fadenalgen	14.52	377.75	-	+
	Σ	957.54	Σ 946.54		
6.77	F.capucina	576.64	423.53	75	-
Ecke	F.virescens	344.79	413.61	27	+
	Fadenalgen	23.36	108.30	-	+
	Synedra	12.49	12.87	110	-
	Volvox	8.93	0.21	200	-
	Σ	973.21	Σ 958.52		

Tabelle 24a

Datum	Plankton	Anteil, Gewässer ‰	Anteil, Darm ‰	Größe in µm	Anteil im Darm größer, als im Gewässer
3.6.76	Navicula, gr.	285.99	341.38	53	+
	Stauroneis	49.08	156.70	30	+
	Nitzschia	50.39	102.94	17	+
	Phacus, kl.	24.87	54.66	42	+
	Scenedesmus	24.87	53.77	25	+
		Σ 435.20	Σ 709.45		
10.6.76	Navicula, kl.	5.01	398.02	18	+
	Navicula, gr.	41.49	151.78	53	+
	Nitzschia	42.20	117.06	17	+
	Phacus, gr.	335.48	95.63	92	-
	Closterium	74.39	35.91	25	-
		Σ 498.57	Σ 798.40		

atum	Plankton	Anteil, Gewässer °/oo	Anteil, Darm °/oo	Größe in µm	Anteil im Darm größer, als im Gewässer
6.76	Navicula, gr.	285.99	341.38	53	+
	Fadenalgen	95.55	1.02	-	-
	F. capucina	51.70	2.81	75	-
	Nitzschia	50.39	102.94	17	+
	Stauroneis	49.08	156.70	30	+
		Σ 532.71	Σ 604.85		
6.76	Phacus, gr.	335.48	95.63	92	-
	Fadenalgen	110.87	10.32	-	-
	Synedra	108.73	11.51	110	-
	Closterium	74.89	35.91	25	-
	F. virescens	64.38	12.10	50	-
		Σ 694.35	Σ 165.47		

Tabelle 25a

Datum	Plankton	Anteil, Gewässer ‰	Anteil, Darm ‰	Größe in µm	Anteil im Darm größer, als im Gewässer
5.5.77	D.elongatum	0.79	581.53	63	+
	F.virescens	0.28	129.96	27	+
	Synedra	162.47	94.46	110	-
	Coelastrum	7.70	85.14	25	+
	Navicula, gr.	2.69	68.89	53	+
	Σ	173.93	Σ 959.98		
28.5.77	Nitzschia	2.32	801.66	17	+
	Navicula, gr.	4.00	101.68	53	+
	Synedra	292.10	39.46	158	-
	Trachelomonas	12.68	14.42	28	+
	F.crotonensis	0.58	13.61	143	+
	Σ	311.68	Σ 970.83		
8.6.77	Cymbella	2.02	517.98	20	+
	Trachelomonas	114.49	130.85	28	+
	Navicula, gr.	1.84	100.75	53	+
	Nitzschia	0.22	78.46	25	+
	Lepocinclis	234.53	63.41	33	-
	Σ	353.10	Σ 891.45		

Tabelle 25b

tum	Plankton	Anteil, Gewässer ‰	Anteil Darm ‰	Größe in μ m	Anteil im Darm größer, als im Gewässer
5.77	F.crotonensis	659.00	22.36	143	-
	Synedra	162.47	94.46	110	-
	Peridinium	95.10	3.61	50	-
	Dinobryon	50.39	0	33	-
	Coelastrum	7.70	85.14	25	+
	Σ	974.66	Σ 205.57		
5.77	Peridinium	361.71	5.77	50	-
	Synedra	292.10	39.46	158	-
	Lepocinclis	116.05	1.62	33	-
	Eudorina	82.81	0.58	40	-
	Ciliata	53.63	0.23	63	-
	Σ	906.30	Σ 47.66		
6.77	Synedra	330.21	28.57	110	-
	Lepocinclis	234.53	63.41	33	-
	Peridinium	143.87	6.27	50	-
	Dinobryon	125.24	0.14	33	-
	Trachelomonas	114.49	130.85	28	+
	Σ	948.34	Σ 229.24		

Tabelle 26a

Datum	Plankton	Anteil, Gewässer ‰	Anteil, Darm ‰	Größe in μm	Anteil im Darm größer, als im Gewässer
5.5.77	D.elongatum	89.20	398.03	40	+
	Navicula, kl.	13.90	203.18	18	+
	F.crotonensis	66.90	108.16	50	+
	F.capucina	55.50	103.61	75	+
	F.virescens	9.00	90.98	50	+
	Σ 234.50	Σ 903.96			
28.5.77	Merismopedia	165.53	670.10	30	+
	Microcystis	373.03	140.25	40	+
	Scenedesmus	180.77	107.17	40	-
	Navicula, kl.	53.08	27.66	18	-
	Navicula, gr.	37.84	24.99	53	-
	Σ 810.25	Σ 970.17			
8.6.77	Merismopedia	28.60	495.05	30	+
	Coelosphaerium	18.40	377.29	20	+
	Scenedesmus	2.80	65.89	40	+
	Navicula, gr.	3.10	22.98	53	+
	Anabaena	932.30	21.26	42	-
	Σ 985.20	Σ 982.42			
23.7.77	Coelosphaerium	902.97	729.47	20	-
	Merismopedia	59.50	87.37	30	+
	Cosmarium, kl.	17.89	84.27	10	+
	Scenedesmus	3.92	66.03	25	+
	Navicula, kl.	6.35	26.61	18	+
	Σ 990.63	Σ 993.75			

Tabelle 26b

Stadium	Plankton	Anteil, Gewässer ‰	Anteil, Darm ‰	Größe in µm	Anteil im Darm größer, als im Gewässer
5.77	Synedra	656.40	58.38	158	-
	D.elongatum	89.20	398.03	40	+
	F.crotonensis	66.90	108.16	50	+
	Pinnularia	63.90	24.51	92	-
	F.capucina	55.50	103.61	75	+
	Σ	931.90	Σ 692.69		
5.77	Microcystis	373.03	140.25	40	-
	Scenedesmus	180.77	107.17	40	-
	Merismopedia	165.53	670.10	30	+
	Synedra	54.70	1.26	158	-
	Navicula, kl.	53.08	27.66	18	-
	Σ	827.11	Σ 946.44		
6.77	Anabaena	932.30	21.26	42	-
	Merismopedia	28.60	495.05	30	+
	Coelosphaerium	18.40	377.29	20	+
	Navicula, gr.	3.10	22.98	53	+
	Navicula, kl.	3.10	4.75	18	+
	Σ	985.50	Σ 921.33		
7.77	Coelosphaerium	902.97	729.47	20	-
	Merismopedia	59.50	87.37	30	+
	Cosmarium, kl.	17.89	84.27	10	+
	Navicula, kl.	6.35	26.61	18	+
	Scenedesmus	3.92	66.03	25	+
	Σ	990.63	Σ 993.75		

Tabelle 27 : Häufigkeit von Planktonformen im Darm

Im Darm überre= präsentiertes Plankton	Häufig= keit der Fälle	Plank= tongröße [μ m]	Im Darm unter= repräsentiertes Plankton	Häufig= keit der Fälle	Plank= tongröße [μ m]
Navicula,groß	9	53	Synedra	9	110/
F.virescens,kl.	7	27	F.capucina	4	100
Nitzschia	6	25	Microcystis	3	58/4
Scenedesmus	5	25	Peridinium	3	50
Navicula,klein	5	18	Gloeocapsa	2	100
Fadenalgen	3	-	Thecamoeba	2	11
D.elongatum	3	63	Fadenalgen	2	-
Merismopedia	3	30	Dinobryon	2	33
Trachelomonas	2	28	Lepocinclis	2	33
F.crotonensis	2	50	Volvox	1	200
F.capucina	1	75	Phacus,groß	1	92
Phacus,klein	1	42	F.crotonensis	1	143
Microcystis	1	40	Pinnularia	1	92
Epithemia	1	37	Ciliata	1	63
Stauroneis	1	30	F.virescens	1	50
Coelastrum	1	25	Anabaena	1	42
Cymbella	1	20	Scenedesmus	1	40
Coelosphaerium	1	20	Eudorina	1	40
Cosmarium	1	10	Trachelomonas	1	28
			Closterium	1	25
			Coelosphaerium	1	20
			Navicula,klein	1	18

Tabelle 28 : Gesamtzahl des Planktons im
 Biotop pro Probe und seiner
 Aufnahme durch die Larven

Die zahlenmäßig ersten
 5 Plankter pro Probe
 (in ‰ gerechnet)

Biotop, Datum	Stad.	Gesamtzahl/ Probe Gewässer	Gesamtzahl/ Probe Darm	Darm	Gewässer
				Differenz zwischen An- gebot und Darminhalt	Differenz zwischen An- gebot und Darminhalt

Töpfchenweiher					
2.6.76	38 sp.	11547	9110	+	(+)
10.6.76	40 sp.	9547	3551	+	+
25.5.77	35	29960	12509	-	-
8.6.77 SW	38 fr.	8266	18258	-	-
8.6.77 W	40 fr.	13440	14608	-	-
Hälberteich					
3.6.76	39	1528	7830	+	(+)
10.6.76	40 sp.	1398	5040	+	+
Masanerie					
5.5.77	29	21572	3324	+	+
28.5.77	37	17268	8667	+	+
8.6.77	38	22325	7176	+	+
Versuchsteich					
5.5.77	29	1659	3957	+	(+)
28.5.77	29 sp.	5576	13483	-	-
8.6.77	31	8189	12839	-	-
23.7.77	38	18892	18416	-	-

c) Organischer Gehalt des Wassers und Detritus
(Tabelle 29)

Abgesehen von den ersten Proben (17.5.) aus dem Köpfchenweiher und Kälberteich beträgt in den Freilandbiotopen der organische Gehalt über 30 ppm. Der Versuchsteich hat, abgesehen von der ersten Probe (16.5.), geringere Werte.

d) Substrat
(Abb. 11; Tabelle 30)

Die untersuchten Demotope zeichnen sich durch verschiedenen organischen Gehalt aus.

e) Teile höherer Pflanzen im Darm

Abgebissene Teile höherer Pflanzen sind in größerer Zahl nur in den Darmproben der Köpfchenweiher-Larven (1976 und 1977) und weniger häufig in denjenigen vom Kälberteich 1976 zu finden.

Tabelle 29 : Organischer Gehalt des Wassers und Detritus
(Kaliumpermanganatverbrauch)

Biotop, Datum	(Detritus) Organische Stoffe ppm (Kaliumpermanganat= verbrauch)
---------------	--

Versuchsteich

16.5.77	> 30
30.5.77	20 - 30
17.6.77	20 - 30
21.7.77	> 30

Köpfchenweiher

17.5.77	20 - 30
31.5.77	> 30
16.6.77	> 30

Kälberteich

17.5.77	20 - 30
31.5.77	> 30
16.6.77	> 30

Fasanerie

17.5.77	> 30
31.5.77	> 30
16.6.77	> 30

40 % organ. Gehalt

30

20

10

W

Köpfchenweiher

SW NE

Kälberteich

SE NW SW

Teich an der
Fasanerie

Versuchsteich

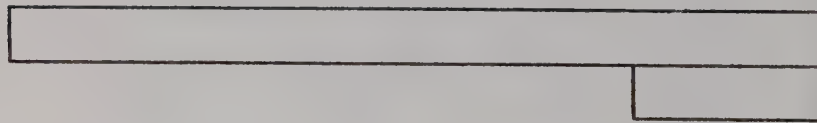


Tabelle 30 : Organischer Gehalt des Teichbodens

Biotop	Organischer Gehalt	
Fasanerie SE	11.25%	
	12.40%	
	12.23%	$\bar{x} = 11.89$
	11.19%	
	12.37%	
Fasanerie NW	12.19%	
	12.02%	
	12.39%	$\bar{x} = 12.25$
	12.46%	
	12.21%	
Fasanerie SW	13.56%	
	12.31%	
	12.13%	$\bar{x} = 11.97$
	10.57%	
	11.27%	
Köpfchenw.vorn	8.71%	
	8.72%	
	8.20%	$\bar{x} = 8.64$
	8.48%	
	9.04%	
Köpfchenw.hinten	33.64%	
	41.67%	
	36.75%	$\bar{x} = 37.69$
	34.29%	
	42.08%	
Kälberteich vorn	5.74%	
	9.61%	
	6.52%	$\bar{x} = 7.01$
	6.19%	
	7.00%	
Kälberteich hinten	8.58%	
	8.09%	
	8.56%	$\bar{x} = 8.33$
	7.95%	
	8.48%	
Versuchsteich	14.02%	
	14.69%	
	15.07%	$\bar{x} = 14.62$
	15.21%	
	14.11%	

Organ.Gehalt $\frac{\text{Gew.trockenes Substr.}-\text{Gew.geglühtes Substr.}}{\text{Gew.trockenes Substrat}}$ 100%

5. Abiotische Faktoren

a) Temperatur

(Abb. 12a,b,c)

Der Gang der Temperatur während der Insolation erreicht erwartungsgemäß im Teich an der Fasanerie die höchsten Werte; handelt es sich doch um den einzigen Biotop, der im Offenland liegt und nicht der Beschattung umstehender Bäume unterliegt. Von den anderen Freilandbiotopen, als Auwaldteiche der Beschattung ausgesetzt, erreichte nur der Kälberteich ab 16.30 h am 13.6.77 die Werte des Teiches an der Fasanerie. Diese stärkere Erwärmung des Kälberteiches, höher als am 10.5.77, hängt mit dem höheren Sonnenstand und der damit verbundenen Möglichkeit des Durchstrahlens durch eine Nordost-Lücke in der Waldkulisse zusammen. Minimum und Maximumwerte des Versuchsteiches liegen an den entsprechenden Kontrolltagen in 3 von 12 Fällen über den Werten der Freilandbiotope (Tabelle 31).

b) Sauerstoff und pH-Wert

(Abb. 13)

Die Sauerstoffkurven der Freilandgewässer unterscheiden sich quantitativ erheblich, jedoch weniger in der Tendenz ihres Verlaufes. Die pH-Werte unter-

scheiden sich nicht wesentlich.

c) Die übrigen abiotischen Faktoren
(Tabelle 32)

Abgesehen von dem höheren PO_4 -und Ca^{2+} Gehalt im Teich an der Fasanerie, unterscheiden sich die Analysenergebnisse aus den Freilandbiotopen nicht wesentlich voneinander. Ihre Nitrat-, Nitrit-, Phosphat-(außer dem Teich an der Fasanerie) und Eisengehalte entsprechen den Normalwerten für Trinkwasser (HÖLL 1970). Dagegen sind die Ammonium-, Chlorid-und Calciumgehalte erhöht. Die Karbonathärte ist auffällig hoch, ebenso wie der schon erwähnte Phosphatgehalt im Teich an der Fasanerie.

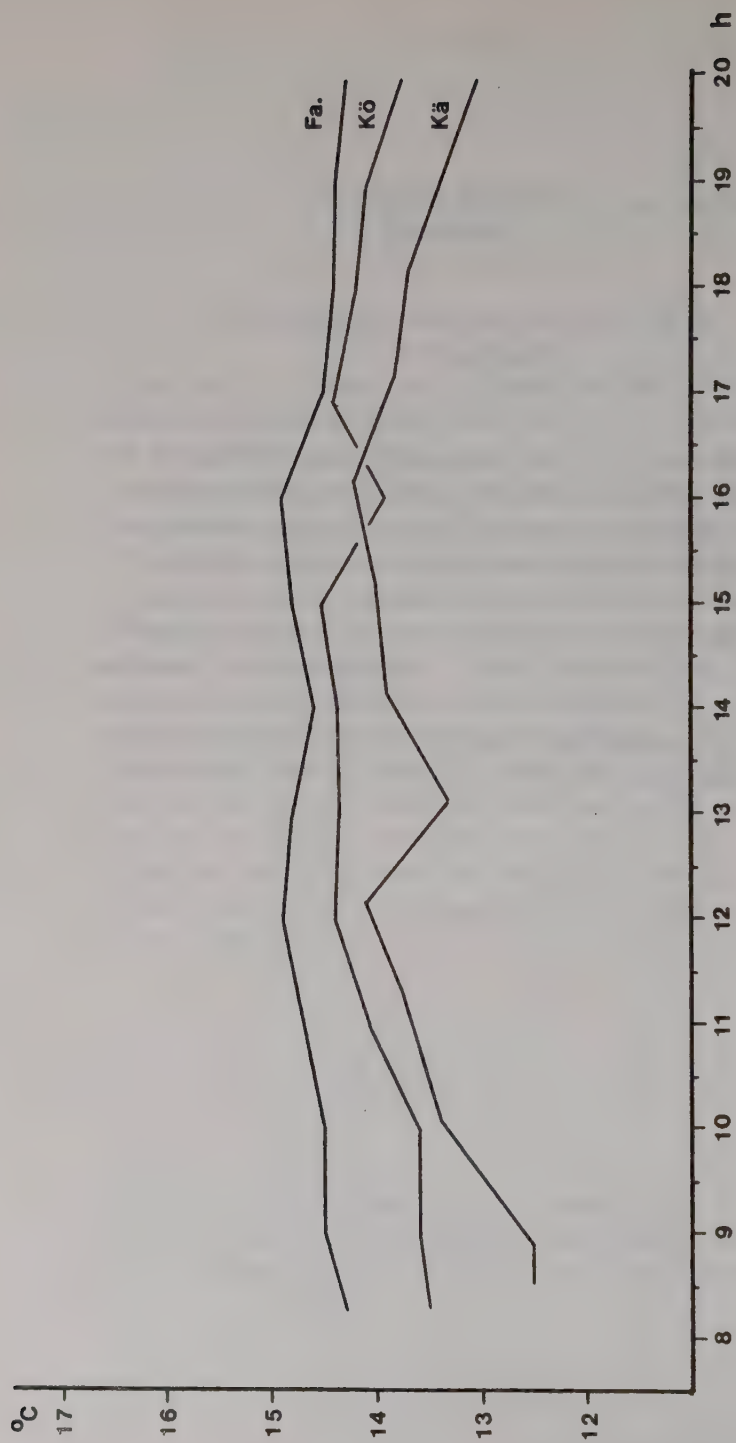


Abb. 12a: Tagesgang der Temperatur am

10.5.77: Fa.=Teich an der

Fasanerie, Kä.=Kälberteich,

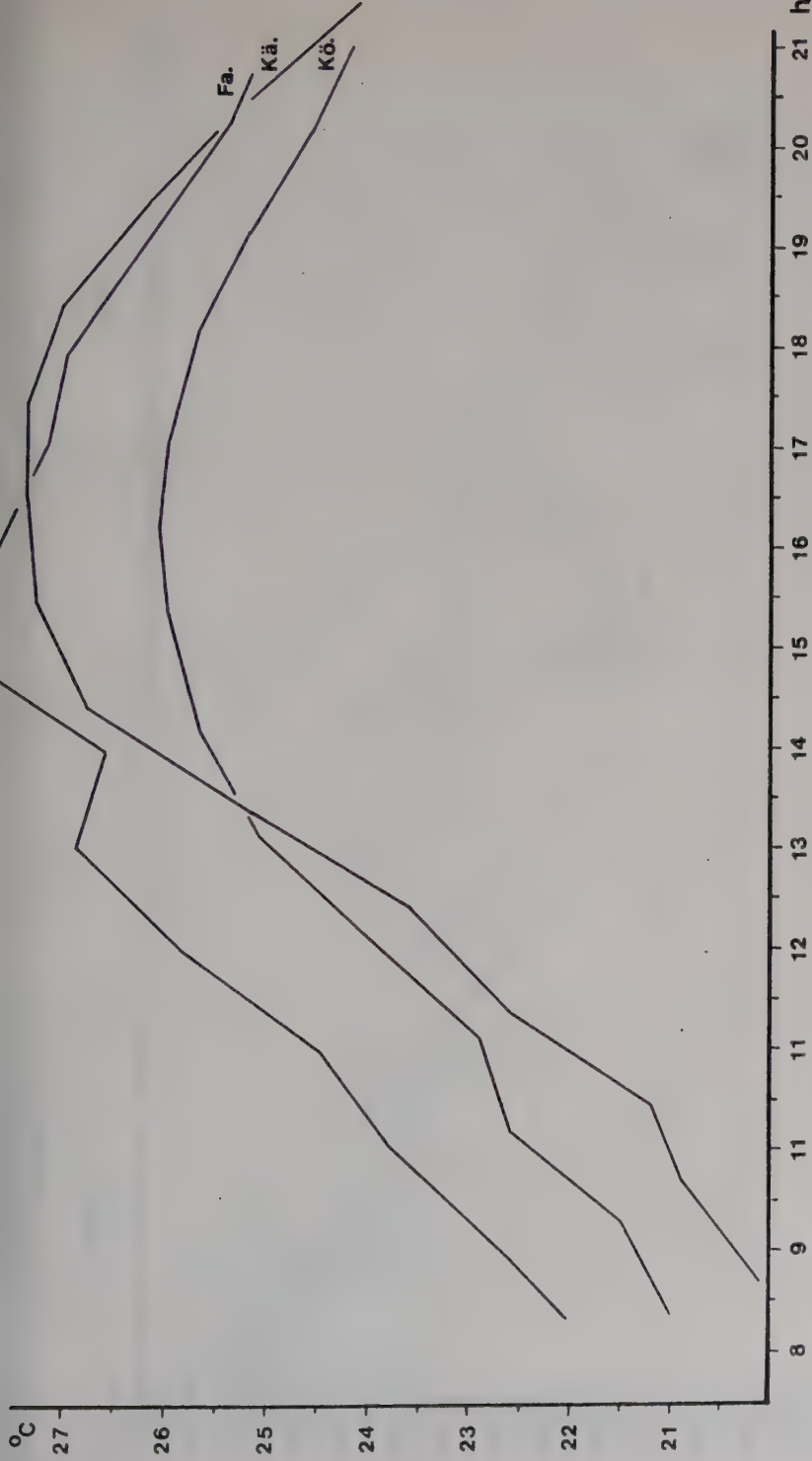


Abb. 12b: Tagesgang der Temperatur am
 13.6.77; Fa. = Teich an der
 Fasanerie, Kä. = Kälberteich,
 Kö. = Köpfchenweiher

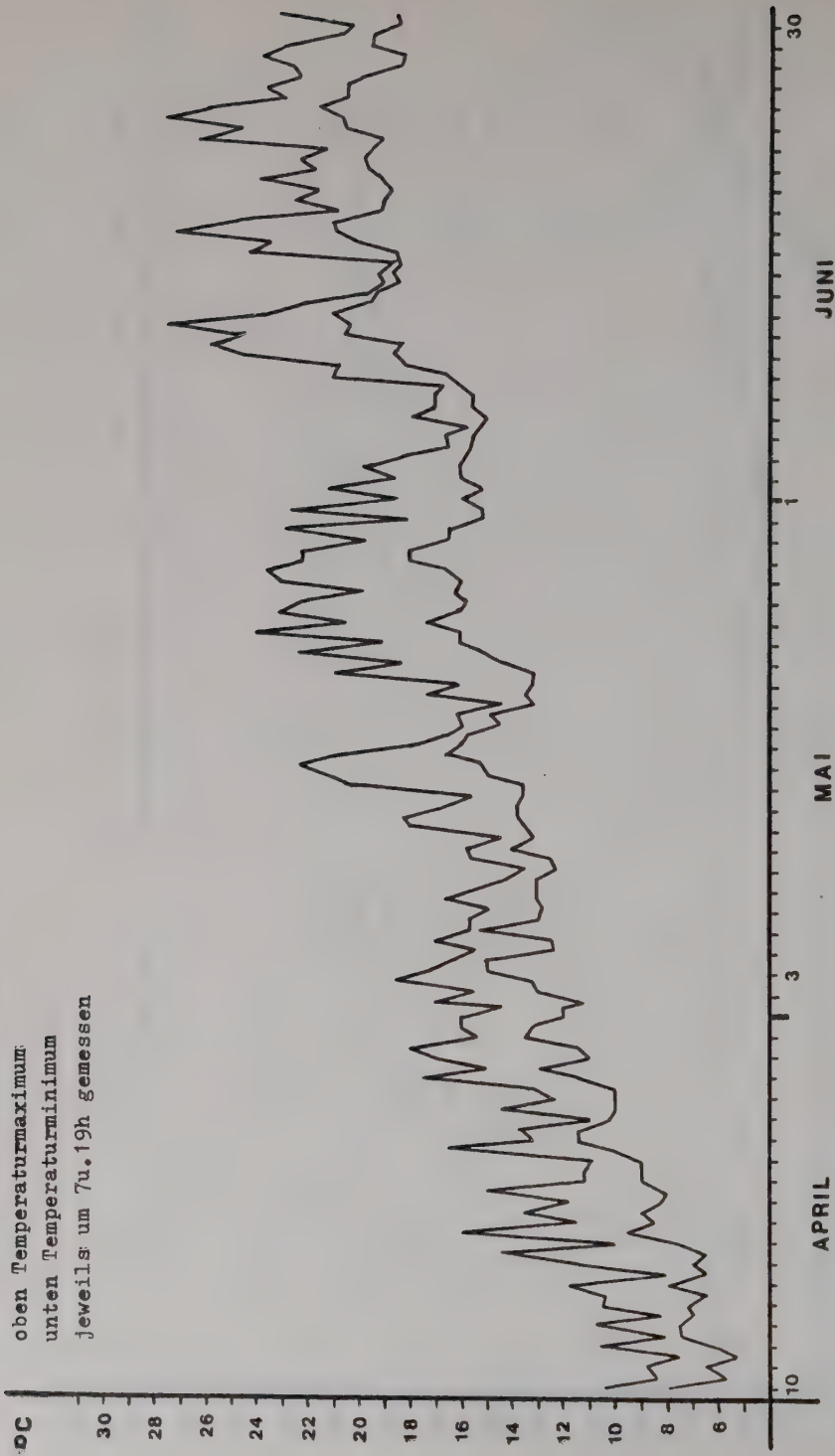
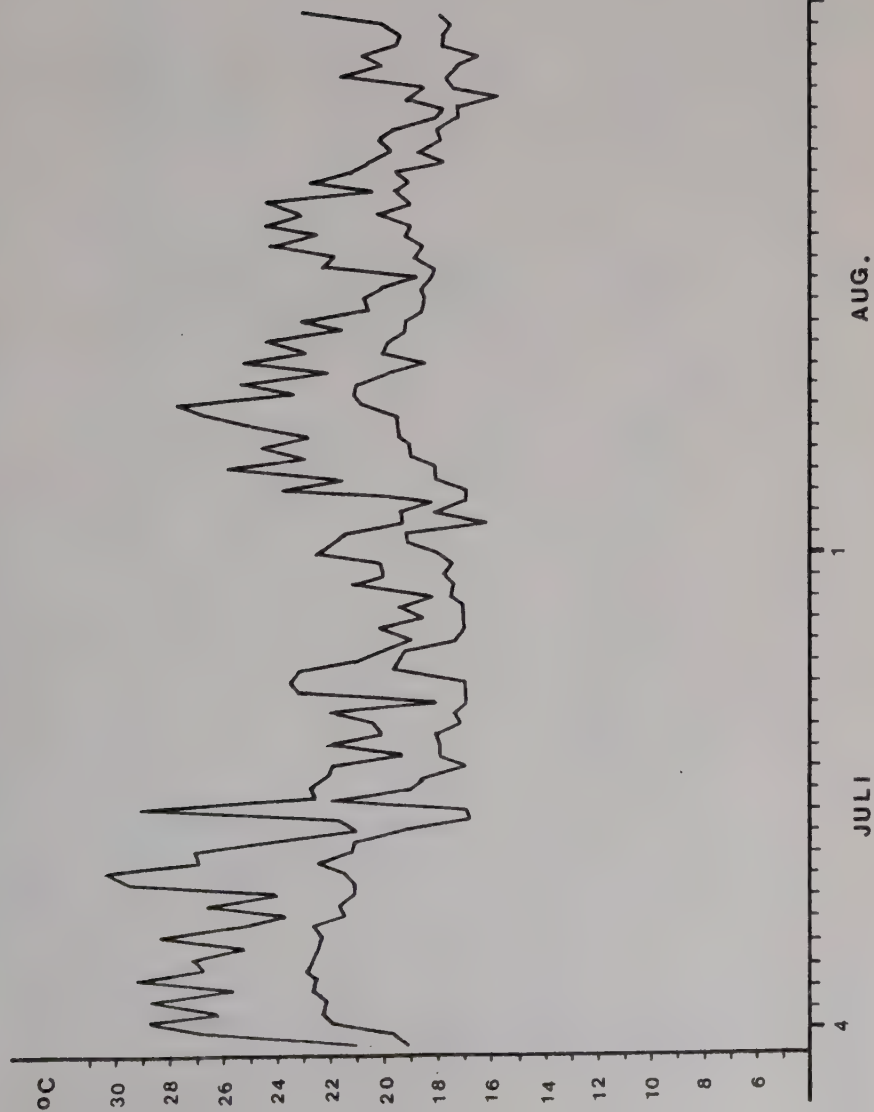


Abb.12c: Temperaturgang
im Versuchsteich



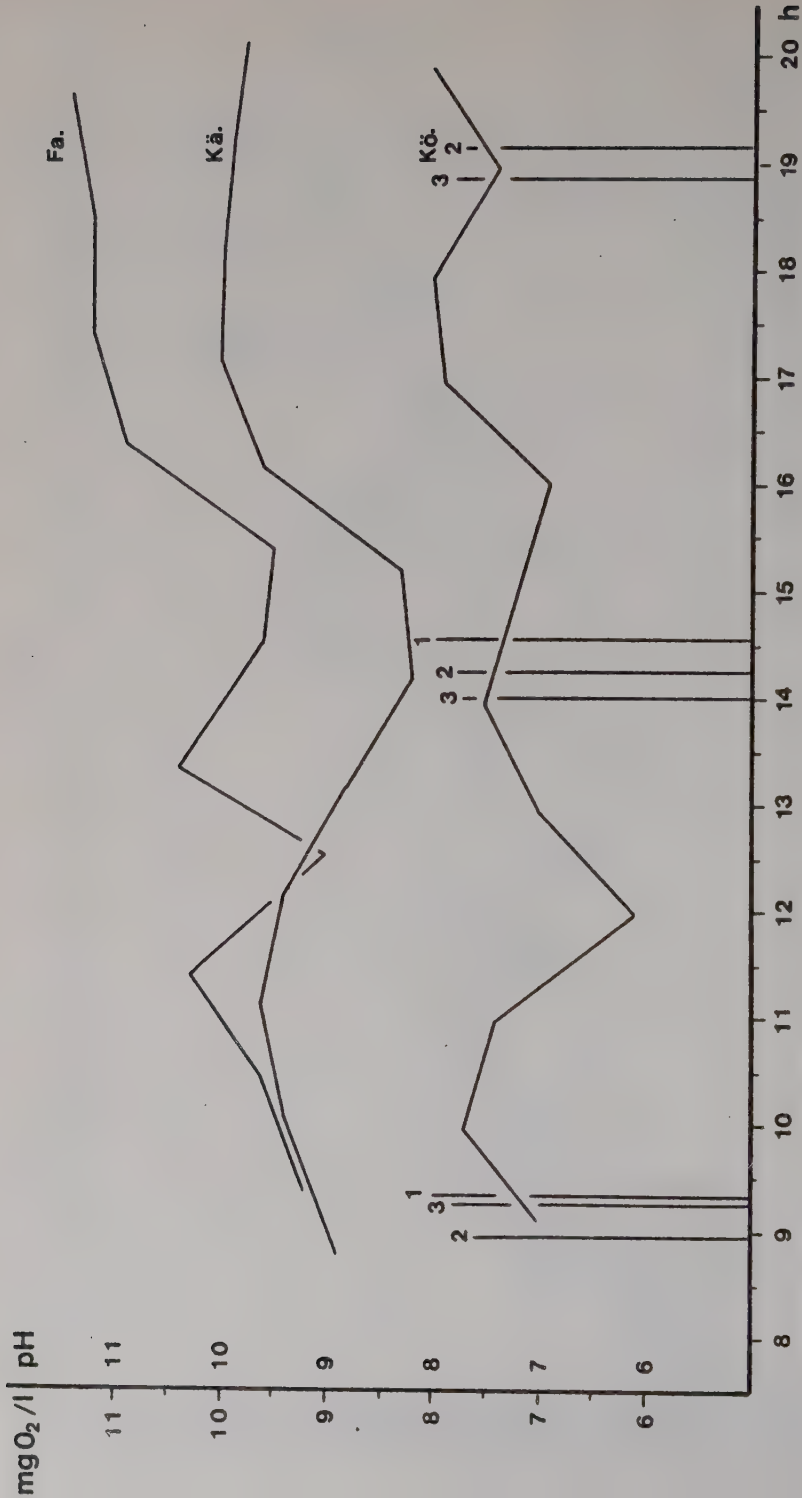


Abb.13: Tagesgang von Sauerstoff und pH-Wert (Säulen) am 10.5.77;
 Fa., 1=Teich an der Fasanerie,
 Kä., 2=Kälberteich, Kö., 3=

Tabelle 31 : Temperatur, Maxima und Minima

Biotop, Datum	Maximum °C	Minimum °C
---------------	------------	------------

Versuchsteich

10.5.77	14.1	13.0
13.6.77	27.2	20.3

Köpfchenweiher

10.5.77	14.5	13.5
13.6.77	26.1	21.0

Kälberteich

10.5.77	14.2	12.5
13.6.77	27.4	20.1

Fasanerie

10.5.77	14.9	14.3
13.6.77	28.1	22.0

Tabelle 32 : Abiotische Faktoren 1977

Biotop, Datum	Temp. °C	O ₂ ppm	pH	NH ₄ ⁺ ppm	NO ₃ ⁻ ppm	NO ₂ ⁻ ppm	PO ₄ µg	GL ⁻ ppm	Fe ²⁺ u. Fe ³⁺ ppm	Karbonat= härte	Festgebundene Kohlensäure	Ca ²⁺ ppm
V.-Teich	16.5.	15.0	13.5	8.45	0.31	1.6	7.5			8.12	63.8	
	30.5.	18.1	13.5	8.6	6.0	0.6	14.0			7.39	58.1	
	17.6.	19.7	18.0	9.15	0.45	0.2	14.0		< 0.1	4.34	34.1	
	21.7.	17.8	11.0	9.25	0.3	0.02	3.0		< 0.1	3.7	29.0	48
	5.9.							122				
Köpfchenw.	17.5.	16.7	6.4	7.7	0.45	0.05	19.0			13.7	107.6	
	31.5.	20.0	8.7	8.0	0.5	0	18.0		< 0.1	13.5	106.3	
	16.6.	19.7	7.9	7.6	0.4	0	12.0		< 0.1	12.6	99.0	73
	30.8.							36				
Kalberteich	17.5.	15.3	7.6	7.9	0.4	0	19.0			13.8	108.2	
	31.5.	17.8	7.6	7.8	0.5	0	18.5		< 0.1	13.7	108.0	
	16.6.	19.7	7.9	7.6	0.45	0	9.5		< 0.1	12.2	95.9	88
	30.8.							62				
Fasanerie	17.5.	16.7	6.4	7.7	0.62	0	26.5			14.6	115.1	
	31.5.	20.8	8.8	6.9	0.55	0	39.5		< 0.1	15.2	119.2	
	16.6.	20.1	6.1	7.6	0.50	0	80.0		< 0.1	14.9	116.8	116
	30.8.							70				

IV. DISKUSSION

1. Abundanzen

Legt man die Zahlen zugrunde, die HEUSSER (1968c) an den Erdkrötenpopulationen des Gattikerweihers und des Waldweihers bei Thalwil (Zürich) von 1962-1966 ermittelt hat, so kommt man zu dem folgenden Bild: HEUSSER gibt für geschlechtsreife Erdkröten eine Turnover-Rate (ODUM 1971) bei einer Turnoverzeit von 4-5 Jahren von 20-25% pro Jahr an. Da das Turnover von der Metamorphose bis zur Geschlechtsreife genau so lang dauert (nämlich 3-5 Jahre), kann man die gleiche Turnover-Rate annehmen. Setzt man dabei 4 Jahre als Mittel und 20% Verlust an, so überleben, bezogen auf Tabelle 5, rund 54 (Köpfchenweiher 1976) und 76 Kröten (Kälberteich 1976) bis zur Geschlechtsreife. Die Weibchenzahl, (Geschlechtsverhältnis der Populationen jeweils in Klammern) wäre dann in obiger Reihenfolge rund 8 (1:7), 12 (1:9), 4 (1:6) und 11 (1:7). Dies würde bedeuten, daß nach 4 Jahren rund 32, 48, 16 und 44 Weibchen reproduktionsfähig sind; das natürlich rechnerisch ohne Berücksichtigung der Tatsache, daß die einzelnen Jahrgänge nicht geschlossen geschlechtsreif werden (siehe oben). Die ermittelten Ergebnisse würden darauf hindeuten, daß die Populationen sich einigermaßen erhalten und vorsichtig ausgedrückt, im Falle derjenigen vom Teich an der Fasanerie sogar leicht vergrößern können, wenn die Überlebens-

rate keinen zu großen Schwankungen unterworfen ist.

Die weit geringere Mortalität im Kontrollteil des Versuchsteiches gibt guten Aufschluß über die Einwirkung von Prädatoren sowohl im Prädations= teil des Versuchsteiches als auch in den Freiland= biotopen. Sie ist über 7 mal (Kälberteich 1976), 3 mal (Köpfchenweiher 1976), fast 3.6 mal (Köpf= chenweiher 1977), 1.9 mal (Teich an der Fasanerie) und 1.8 mal (Prädationsteil) geringer als in den anderen untersuchten Biotopen. Die Mortalität im Kontrollteil ist die Gesamtmortalität abzüglich der Prädation, M-P. Bei Erdkröten ist sie ver= mutlich konstanter als bei anderen einheimischen Amphibien. Dies dürfte auf der großen Laich= platztreue (EIBL-EIBESFELD 1950, HEUSSER 1958, 1960, 1968b, HEUSSER & OTT 1968, JUNGFER 1943, 1951) und der damit möglicherweise verstärkten Gendrift beruhen. Die Frage, in wie weit genetische Störungen eine Morbidität (Krankheitszustand, SCHWERDTFEGER 1968) verursachen, die nur unter besonderen Bedingungen als Mortalität statistisch relevant wird, kann hier nicht beantwortet werden, zumal angenommen werden muß, daß unter verschie= denen Prädationsbedingungen mit Sicherheit die Mengen solcher Individuen in verschieden star= kem Maße dezimiert werden, wahrscheinlich mehr als ihre vitalen Artgenossen.

Ein Crowd-Effekt (intra-und interspezifische Konkurrenz ab einer bestimmten Individuendichte, ADOLPH 1929, ROSE 1960) kann bei der Versuchs=

anordnung mit rund 3000 Litern Wasser für anfänglich 6348 Embryonen hinsichtlich der Mortalität nach den Ergebnissen von KADEL (1975b) nicht angenommen werden.

Diese Überlegungen lassen es zu, M-P in die weitere Diskussion als festen Parameter zu übernehmen.

M-P ist bis zum Schlüpfen der Embryonen (St.18) mit 0.81% gering (cf. auch Bufo cognatus SAY, BRAGG 1940). Die Änderung im Bereich der Stadien 28/29 im Verlauf der Überlebenskurve ist in den anderen Untersuchungsbiotopen ebenfalls repräsentiert (Ausnahme: Köpfchenweiher 1976, Abb. 2a,b), auch bei den noch zu diskutierenden Wachstumsraten und der Ätilität. HERREID & KINNEY (1966) ermittelten im Freiland (=unter Prädationsbedingungen) den gleichen Kurvenverlauf für Rana sylvatica, wobei die Abundanzen nur gegen die Probedaten abgetragen sind und am eingangs besprochenen Knick nur "Hindlimbs" steht. In wieweit dies den mehrfach angesprochenen Stadienbereich 28/29 betrifft, ist zunächst nicht eindeutig, da ab Stadium 26 (nach LIMBAUGH & VOLPE 1957) Beinknospen vorhanden sind. Da die beiden Autoren aber schreiben: " By the time the hindlegs were appearing the mortality rate had declined ", muß wohl der gleiche Stadienbereich gemeint sein. Auch der weitere Kurvenverlauf bei HERREID & KINNEY ähnelt den hier ermittelten Überlebenskurven, so derjenige vom Sheep Creek den beiden aus dem Versuchsteich. In beiden Fällen sinkt die Überlebensrate beim

Erscheinen der Vorderextremitäten. Daß dies nicht nur mit dem nun auftretenden End-Stadium 45 (Vollendete Metamorphose) zu tun hat, das in der Überlebenskurve natürlich rein statistisch als "Fehlen" und daher nicht sauber von der Mortalität trennbar erscheint, zeigt wiederum die Kontrollkurve: Die erhöhte M-P ist schon vor Eintritt der Metamorphose vorhanden. Rechnet man die Anzahl (Abb. 6) der Metamorphosierten auf, so ist immer noch ein hoher M-P Wert festzustellen.

In den Überlebenskurven des Kälberteiches 1976 und des Teiches an der Fasanerie 1977 ist ebenfalls in diesem Bereich eine erhöhte Mortalität angedeutet.

Die Überlebenskurve des Prädationsteiles des Versuchsteiches zeigt, daß die 5 eingesetzten Triturus cristatus, die 4 Anisopteren-Larven, ebenso die 6 Aeschniden-Larven keine wesentlichen Larvenmengen erbeuteten. Dies steht etwas im Widerspruch zu den Angaben von HAJEK-HALKE (1949); möglicherweise deshalb, weil zumindest die Insekten unter den angeführten Räubern im Aquarienversuch Larven erbeuten. Das heißt aber nicht, daß sie dies im Freiland beim Vorhandensein anderer Beutetiere in gleichem Maße auch tun müssen. Tatsächlich war in dem hier durchgeführten Freilandversuch nur Dytiscus marginalis sicher Prädator (cf. auch HERREID & KINNEY 1966).

Die Einwirkung von M-P während der einzelnen Entwicklungsstadien wurde im Zusammenhang mit der Kontrollkurve ausführlich erörtert. Die Frage, die

sich nun anschließt, muß natürlich die nach dem Einwirken der prädationsbedingten Mortalität im Verlaufe der Entwicklung sein. Hierbei dient M-P des Kontrollversuches als Vergleichsgröße. Die Tabellen 2, 3, 4 und die Abbildungen 3a,b; 4a,b und 5a,b lassen keinen Zweifel daran, daß zwar vom Schlüpfen an eine mehr oder weniger konstante Prädation festzustellen ist, die jedoch im Bereich der Stadien 28 bis 30 früh die zunächst höchste Rate erreicht. Die nächste größere Mortalität durch Prädation tritt in der Vormetamorphose (St. 35-38 früh) auf. Dies deckt sich auffällig mit dem Einsetzen der erhöhten M-P. In der Konsequenz heißt dies, daß bei der Bildung der Hinterextremitäten und danach der Vorderextremitäten eine, offensichtlich entwicklungsbedingte, höhere M-P und eine höhere, ökologisch bedingte, Prädation einsetzen. Die erhöhte M-P fällt offenbar mit stoffwechselphysiologischen Änderungen zusammen. So erhöht sich bei Rana temporaria z.B. und weniger stark ausgeprägt bei Bufo calamita LAUR., im Stadienbereich 28/30 die Herzfrequenz, um danach wieder geringfügig abzusinken, ebenso erhöht sie sich nochmals etwa im Stadienbereich 40 (JAEGER 1968). Bei der Erörterung der Wachstumsraten und der Gewichtszunahme wird dieser Punkt nochmals angesprochen werden. Die prädationsbedingte Abnahme vom Stadium 28 an, ist nicht allein auf die nun größere Beweglichkeit zurückzuführen; setzt diese doch in den letzten Embryonalstadien (St.25) schon ein.

Vielmehr kommt eine, auf Grund der Verhaltensweise dieser Art bestimmte, Dispersionsbedingung (Dispersion ist die Verteilung einer Population im Raum, SCHWERTFEGGER 1968) hinzu: Nach den am Köpfchenweiher 1976 gemachten Beobachtungen halten sich die Individuen im Stadium 26 (4.5.76) entweder noch direkt an den Resten der Gallerte oder höchstens 3 Meter davon entfernt in der extremen Flachwasserzone auf. Erst im Stadium 29 (10.5.76) entfernten sich die Larven bis zu 7.5 Meter weit vom Laichbiotop. Sie hielten sich ausschließlich in der tieferen Flachwasserzone (ca. 60 cm) auf (siehe bei Arbeitsmethoden. 1. Abundanz, Markierung). Beobachtungen im darauffolgenden Untersuchungsjahr bestätigen dies.

Erst in diesem Demotop können die Prädatoren, im vorliegenden Falle Fische, wie anschließend noch erörtert wird, ihre Beute erreichen. Der auf diese Phase folgende Abfall der Prädation (Abb. 3a,b; 4a,b und 5a,b) wird durch das nun veränderte Zahlenverhältnis der Beute zum Räuber bedingt, da nun die Kontakthäufigkeit des Räubers mit der Beute, die ein Produkt aus N_1 (Abundanz des Räubers) $\cdot N_2$ (Abundanz der Larven) ist (SCHWERTFEGGER 1975), geringer ist. Die gering erhöhte Prädation während der Vormetamorphose ist auf diese Weise nicht zu erklären. Beim derzeitigen Stand der Untersuchungen bietet sich keine Beantwortung der Frage an. Verglichen mit der Kontrollkurve des Versuchsteiches (M-P) bis zum Stadium 36.2 sind die Überlebensraten 7

und (Kälberteich 1976), 3 und (Köpfchenweiher 1976), 3.6 und (Köpfchenweiher 1977), und 1.9 mal (Teich an der Fasanerie) geringer. Diese Zahlen korrespondieren nicht nur mit den Prädationsraten (Tabelle 6), sondern auch auffällig mit der Art des Fischbesatzes. Im Kälberteich waren bei dem sehr niedrigen Wasserstand des Jahres 1976 (75 cm, sonst etwa 200 cm, an der tiefsten Stelle gemessen) als mögliche Räuber eine hohe Dichte von Perca fluviatilis L. festzustellen (LELEK mündl.). Beobachtet wurde die Prädation von Krötenlarven durch die verwandte Art Lepomis cyanellus RAFINESQUE (Sonnenbarsch) von FLINDT & HEMMER (1969). Im Köpfchenweiher waren sowohl Perca fluviatilis als auch erstaunlich viele Exemplare Esox lucius L. (LELEK, persönl. Mitteilung), wobei bei dieser letzten Art die Prädation von Bufo bufo-Larven ebenfalls als erwiesen angesehen werden muß (HAJEK-HALKE 1949). Die weit höhere Überlebensrate im Teich an der Fasanerie fügt sich wiederum gut in dieses Bild ein: Hier wurden nie Raubfische beobachtet. Es kamen nur Goldfische (Carassius auratus gibelio BLOCH) und Weißfischarten (Rutilus rutilus L. und Scardinius erythrophthalmus L.) vor. Die Dichte der Wasserinsekten bzw. ihrer Larven erschien insgesamt relativ gering. Im Köpfchenweiher 1976 wurden mit dem Stülprahmen auf 20 m² am Laichplatz nur 3 Dytisciden und 7 Aeschnidenlarven gefangen: Unterstützt wird dieses Ergebnis in allen Untersuchungsbiotopen durch die Feststellung nur geringer Mengen der genannten möglichen Räuber bei den wöchentlichen Abundanz -

und Probefängen. Weiterhin wurden in den Teichen nach der Laichzeit immer nur vereinzelte Exemplare von Anas platyrhynchos L. (Stockente) beobachtet. Gebrütet hat diese Art dort während der Untersuchungsdauer nicht. Daher kommt sie als Räuber wenig in Betracht. Daraus ergibt es sich, daß offensichtlich die genannten Fischarten während der späten Embryonal- und folgenden Larvalentwicklung als Hauptprädatoren zu bezeichnen sind.

Nach SCHWERTFEGGER (1968) sind die ermittelten Überlebenskurven dem Mischtypus C-D zuzuordnen, wobei diejenige vom Kälberteich 1976 eine größere Tendenz zu D hat. Die von HERREID & KINNEY (1966) dargestellten Überlebenskurven von Rana sylvatica werden von den Verfassern klar einem Typ III zugeordnet, der hier C entspricht. Allerdings kann man diskutieren, ob diejenigen von Ballaine, Sheep Creek und der Experimentalfarm nicht doch zumindest einem Mischtypus C-D angehören. Die Grundform D ist durch hohe Jugendmortalität, die Grundform C durch einen gleichmäßigen hohen Abgang von Individuen gekennzeichnet (SLOBODKIN 1961).

Die Schwierigkeit der Einordnung der ermittelten Überlebenskurven in das vorgegebene Schema ergibt sich deswegen, weil, wie vorher ausgeführt wurde, die größte Abnahme der Abundanzen auf eine relativ kurze Phase (St.28/29) zusammengedrängt ist.

2. Längenwachstum, Gewichtszunahme, Gewichtszustandswert und Entwicklungsgeschwindigkeit

SAVAGES (1952) Gewichtszunahmekurven von Rana temporaria und Bufo bufo zeigen ähnliche Anstiegsänderungen wie die entsprechenden und die Längenwachstumskurven bei dem Material aus dem Köpfchenweiher 1977, dem Teich an der Fasanerie 1977 und dem Versuchsteich während des Stadienbereiches 28/29 ferner nochmals dem Köpfchenweiher 1976 und 1977, dem Teich an der Fasanerie 1977 und dem Kälberteich 1976 in der Prometamorphose bei jeweils stadiensynchroner Abtragung. In wie weit diese Angaben miteinander übereinstimmen, läßt sich nur vermuten, da auch hier nur gegen die Probedaten und nicht gegen die Stadien abgetragen wurde.

Die Tatsache, daß im Stadienbereich 28/29 bei der vorliegenden Untersuchung der steilere Kurvenanstieg nur bei der Abtragung gegen die Stadien besonders augenfällig ist, beweist eine Entwicklungsverzögerung mit jedoch weiter anhaltendem (Versuchsteich) oder nur wenig verzögertem Längenwachstum und Gewichtszunahme (Köpfchenweiher 1976, 1977 und Kälberteich 1976). Diese Intensitätsänderungen fallen für die hier diskutierten Parameter wiederum mit Änderungen in der Physiologie der Larven zusammen. Im Zusammenhang mit den Überlebenskurven wurde schon die Änderung der Herzfrequenz in diesen Stadienbereichen genannt (JAEGER 1968). Gestützt wird dies durch die Unter-

suchungsergebnisse von ALTIG, KELLY, WELLS & PHILLIPS (1975), die feststellten, daß Rhinophrynus dorsalis DUMERIL & BIBRON; und Bufo woodhousii GIRARD in frühen Larvalstadien kein Pepsin produzieren. Hinzu kommt, daß erst vom Stadium 28/29 an alle Labialzähne angelegt sind, was eigene Beobachtungen bei der Stadienbestimmung ergaben. Die Ergebnisse von LIMBAUGH & VOLPE (1957) an Bufo valliceps stimmen darin überein. Es ist anzunehmen, daß dies Einfluß auf die Nahrungsaufnahme hat.

Der Abfall der Gewichtszunahme- und Längenwachstumskurven im Bereich der Prometamorphose fällt zusammen mit einer rapiden Änderung der Gestalt: Vermehrtes Wachstum der Hinterextremitäten, später der Vorderextremitäten und deren Durchbruch. Die Verkürzung des Schwanzes ist erst später zu beobachten (St.43) und hat mit Sicherheit nur bei der jeweils letzten Probe zu diesem Ergebnis beigetragen. Von den anatomischen Befunden sei nur der Verdauungstrakt genannt, der nicht zuletzt auch eine histologische und physiologische Wandlung erfährt (BARRINGTON 1946). In diesem Zusammenhang ist die anwachsende Pepsin-Produktion interessant, die zeitlich mit dem Durchbruch der Vorderextremitäten (ab St.41 fr.) zusammenfällt (BARRINGTON 1946). Die Tatsache, daß bei den anderen Populationen diese Änderungen des Wachstums nicht festzustellen sind, zeigt die Abhängigkeit von exogenen Einflüssen. Im Köpfchenweiher unterscheiden sich sogar die Ergebnisse von Untersuchungsjahr zu Untersuchungsjahr und

noch mehr die Population im Köpfchenweiher 1977 von derjenigen im Versuchsteich, wobei diese, wie eingangs beschrieben, als Laich aus dem Köpfchenweiher eingebracht wurde. Auf SAVAGES Gewichtskurven von Bufo bufo trifft dies ebenfalls zu. Dies betrifft nicht nur die oben genannte Abhängigkeit, sondern auch die offensichtlich geringe genetische Beeinflussung der beschriebenen Größen im untersuchten Rahmen. Bestärkt wird diese Auffassung durch die Tatsache, daß sich die Tiere aus verschiedenen Biotopen in den frühen Stadien in Länge und Gewicht viel weniger voneinander unterscheiden. Dabei hätte doch die Annahme nahe gelegen, daß gerade bei der Erdkröte mit ihrer, infolge der großen Laichplatztreue hohen Gendrift, die genetische Konstitution sehr viel schwerer wiegt. Umso mehr erhebt sich die Frage nach der Art der exogenen Einflüsse.

3. Die Biomasse

Eine Diskussion ist aus Gründen fehlender Vergleichswerte von anderen Arten oder der gleichen Art aus anderen Biotopen nicht möglich. Vielmehr sollen die ermittelten Werte Vergleichsmöglichkeiten für weitere Untersuchungen bieten.

4. Nahrungsangebot und Nahrungsaufnahme

Da von mitteleuropäischen Anurenlarven bekannt ist, daß sie sowohl Substratfresser sind, als auch filtrieren, das heißt Detritus und Plankton aufnehmen, wie es SAVAGE (1952) für Rana temporaria und Bufo bufo beschreibt und BUGAYSKI (1940) für Rana arvalis, müssen die verschiedenen Nahrungsquellen diskutiert werden. Die Larven von Bufo bufo und Rana temporaria sollen nach KRIZENECKY (1924, 1925) und ESAKI (1926) auch im Wasser gelöste organische Substanz durch die Haut und die Kiemen aufnehmen. Dies könnte für die Untersuchung des Wachstums von Bedeutung sein. Da aber der Kaliumpermanganatverbrauch keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Gewässern ergab, war dieser Faktor nicht verwertbar.

Wie ohne Schwierigkeiten beobachtet werden kann und wie es von der Morphologie des Mundfeldes her verständlich ist, nehmen einheimische Anurenlarven auch höhere Pflanzen oder deren Teile auf.

a) Das Plankton

Die Bevorzugung von Planktern um etwa 25 μm gegenüber denen um und über 100 μm großen Formen, sowie ein indifferentes Verhalten bei Größen um 50 μm ist zum Teil mit dem von

SAVAGE (1952) entworfenen mechanischen Funktionsmodell für die Nahrungsaufnahme bei Rana temporaria und Bufo bufo erklärbar: In paarigen Taschen hinter dem Velum werden dorsal Nahrungspartikel eingesammelt und mittels paariger Schleimstränge von dort in den Oesophagus transportiert (cf. auch DODD 1950 bei Rana temporaria und Bufo bufo). Schon BLES (1905) beschrieb bei Xenopus laevis DAUD. an dieser Stelle mit Cilien besetzte und vom Clamydomonas grün gefärbte Gruben mit eben solchen grünen Verbindungen zum Oesophagus. Die Untersuchungen von KRATOCHWILL (1933) ergaben bei Bombina variegata, Rana temporaria und Bufo bufo in der Höhe der Schleimstränge Ansammlungen von Futterpartikeln. Die Aussage SAVAGES, daß die Effektivität des Transportes der Nahrungspartikel auf den Schleimsträngen mit ihrer Größe geringer wird, macht das ermittelte Ergebnis verständlich. Die von ihm diskutierte Möglichkeit des Auszentrifugierens der Partikel durch Wirbelbildungen im Wasserstrom hauptsächlich durch das dorsale Velum, scheint dem zu widersprechen, da hier die größeren und schweren Partikel vermehrt gesammelt werden. SAVAGE bezweifelt in diesem Zusammenhang die Rolle der Kiemen bei Rana temporaria und Bufo bufo als Filter.

Die offensichtliche Bevorzugung bestimmter Plankter durch die Erdkrötenlarven wird möglicherweise durch die SAVAGESche Vorstellung von einer zweifachen Wirkungsweise erklärbar. Man wird dies weiteren Untersuchungen unterziehen müssen, um ein genaueres Bild ihrer Funktion zu bekommen.

Die mittleren Korrelationen von r_{KDG} (KENDALL-Rangkorrelationskoeffizient) weisen zusammen mit dem niedrigen r_{KTG} und dem wiederum mittleren multiplen Korrelationskoeffizienten offensichtlich auf eine Bevorzugung bestimmter Nahrungsgrößen hin, wobei andere Größen nur vermindert aufgenommen werden, jedoch nicht ausgeschlossen sind. Inwieweit auch die Form (ob kugel-oder stabförmig) der Plankter eine Rolle dabei spielt, wurde nicht beachtet, ebenso nicht der Einfluß der Chemoreception (cf. OKSCHE & UECK 1976). Für die sessilen Formen gilt ebenso das vorher gesagte, da nach dem Abraspeln durch die Larven diese Organismenteile in gleicher Weise wie die Plankter aufgenommen werden müssen. Überraschenderweise wurden in den Därmen außer Cymbella (Teich an der Fasanerie 1977) unter den 5 häufigsten Formen sonst keine sessilen Arten nachgewiesen. Dies gibt natürlich der Diskussion über die Abhängigkeit der Wachstumsraten von Planktonangebot und der Aufnahme desselben ein besonderes Gewicht. Da bestimmte Planktongrößen bevorzugt werden, muß das Planktonangebot dahingehend überprüft werden. Dabei stellte es sich heraus, daß in den jeweiligen Freilandbiotopen pro Untersuchungsjahr die Larven die höchstens Gewichtszustandswerte haben, in denen die bevorzugten Plankter (Darmproben) zu den häufigsten Arten gehören (Tabellen 23a,b; 24a,b; 25a,b; 26a,b). Dies gilt auch für den Vergleich der Werte aus dem Köpfchenweiher mit denen des Versuchsteiches (geringerer Gewichtszustandswert). Das gleiche Ergebnis erhält man ferner auch beim Vergleich der

Längenwachstumsrate und der Gewichtszunahme (immer stadiensynchrone Abtragung) mit dem Anteil des bevorzugt aufgenommenen Planktons. Nur geringfügig weicht das Ergebnis des Vergleichs von Kälberteich und Köpfchenweiher 1976 davon ab. Die Kälberteich-Planktonproben liegen wenig unter denen des Köpfchenweihers. Längenwachstum und Gewichtszunahme überflügeln aber diejenigen im Köpfchenweiher ab Stadium 30.5 bzw. 34.7. Allerdings sind die Unterschiede im Vergleich zu den Werten von 1977 als gering zu bezeichnen. Eine Beziehung wie zwischen dem Planktonangebot und Gewichtszustandswert ist bei einem Vergleich von Planktonangebot und Entwicklungsgeschwindigkeit nicht festzustellen. Die geringen, meist statistisch nicht signifikanten Unterschiede zwischen den Larven im Kontroll- und Prädations- teil des Versuchsteiches zeigen deutlich, daß beide Teile offensichtlich ökologisch eine Einheit sind, was den Wert ihrer Vergleichbarkeit mit den Freilandbiotopen unterstreicht.

b) Das Substrat und der Detritus

Bei den durchgeführten Darmuntersuchungen wurde kaum Substrat festgestellt. Es sei hier der Vollständigkeit halber trotzdem auf diesen Faktor eingegangen. Das Substrat selbst unterliegt von Jahr zu Jahr weniger starken Schwan-

kungen in seinem organischen Gehalt, als das Plankton in seiner Formenzusammensetzung und Quantität. Allerdings wechselten durch die Wasserstandsunterschiede 1976/77 die von den Larven erreichbaren Flächen. Dies trifft auf den Köpfchenweiher zu, dessen durch Laubfall mit hohem organischen Gehalt (Tabelle 30) angereicherte Südwest-Ecke (hinten) erst beim hohen Wasserstand des Jahres 1977 von den Larven erreicht werden konnte. Dies fällt mit höherer Gewichtszunahme, größerem Längenwachstum aber geringerem Gewichtszustandswert zusammen. Ein zum Teil höherer organischer Gehalt des Substrates des Köpfchenweihers 1977 fällt im Vergleich mit dem Teich an der Fasanerie auf. Die mit hohen Werten beginnende und dann steil abfallende Gewichtszustandskurve in den Stadien, kann nur durch einen hohen Gehalt an Dotter erklärt werden (cf. SAVAGE 1937). Beim Vergleich der Biotope und Populationen Kälberteich 1976 und Köpfchenweiher 1976 ist ein größeres Längenwachstum zusammen mit höherer Gewichtszunahme und geringerem Gewichtszustandswert bei geringerem organischen Gehalt für den Kälberteich zu nennen. Der Versuchsteich hat, obgleich sein organischer Substratgehalt abgesehen vom Köpfchenweiher Südwest-Ecke, am höchsten anzusetzen ist, immer mehr oder weniger niedrigere Werte, als die Freilandbiotope. Nach dem Vergleich der Ergebnisse ist es klar, daß hier von einem Zusammenhang zwischen Längenwachstum, Gewichtszunahme und Gewichtszustandswert als Maß für den

Ernährungszustand auf der einen und dem organischen Gehalt des Substrates auf der anderen Seite, nicht die Rede sein kann.

c) Die höheren Pflanzen

Da die Zelluloseverdauung mit Hilfe von Symbionten bei Amphibienlarven nicht sicher ist (KUNTZ 1924), kann über die Rolle höherer Pflanzen als Nahrungsquelle wenig ausgesagt werden. Tatsache ist, daß in allen Untersuchungsbiotopen ein Angebot an höheren Pflanzen vorhanden war, daß jedoch nicht in allen Darmproben abgebissene Teile zu finden waren. Dies liegt sicherlich am omnivoren Charakter der Larven. Es war daher nicht möglich, eine Verbindung zwischen der Aufnahme an höheren Pflanzen und den Parametern zu finden.

5. Die abiotischen Faktoren

Die vergleichsweise geringen wasseranalytischen Unterschiede in den Freilandbiotopen und die gleichen bzw. fast gleichen Saprobienstufen erhöhen ohne Zweifel den Wert ihrer Vergleichbarkeit. Der Versuchsteich jedoch zeichnet sich

durch höheren Nitrat-, Nitrit-, Chlorid- und (am 30.5.) Ammoniumgehalt aus, wogegen der Phosphat- und Calciumgehalt und vor allem die Karbonathärte und festgebundene Kohlensäure geringer sind. Diese erhöhten Werte sind durch den frisch eingebrachten Tümpelboden und die noch nicht eingespülte Folge von Reduzenten und Oxybionten verständlich (LIEBMANN 1962). Auch die Planktonergebnisse deuten in diese Richtung (LIEBMANN 1962).

Die Ergebnisse der in den Freilandbiotopen synchronen Messung des Tagesganges der Temperatur zeigen gerade beim Vergleich der vier Wochen auseinanderliegenden Meßtage sehr deutlich die wechselnden Insolationseinflüsse im Rahmen des jahreszeitlich wechselnden Einstrahlungswinkels und des Tagesganges. Die absoluten Temperaturwerte der Meßtage sind autökologisch weniger von Bedeutung, da sie mit den verschiedenen Tiefen wechseln und Anurenlarven ihr Temperaturoptimum im Wasser aufsuchen (LUCAS & REYNOLDS 1967, RÜHMEKORF 1958). Ein Zusammenhang mit dem Wachstum und der Ätilität bzw. der Entwicklungsgeschwindigkeit ist unter den gegebenen Freilanduntersuchungs- und freilandähnlichen Bedingungen (Versuchsteich) daher nicht zu erwarten und auch bei den vorliegenden Ergebnissen nicht gegeben.

Der Sauerstoffgehalt, überwiegend von der Photosynthese abhängig, hat in der gemessenen Größenordnung nach eigenen Beobachtungen offensichtlich keinen Einfluß auf die Larven. Die zu

den Freilandbiotopen unterschiedlichen Werte der Wasseranalysen im Versuchsteich sind in ihrer Bedeutung für Mortalität, Längenwachstum, Gewichtszunahme, Gewichtszustandswert und Ätilität auf Grund fehlender empirischer Untersuchungen nicht einschätzbar.

V. ZUSAMMENFASSUNG

Es wurden Daten über die Populationsdynamik, Körperwachstum und Ätilität ermittelt.

1. Populationsdynamik

- a. Mit den Ergebnissen von HEUSSER an Adultpopulationen zusammen mit den eigenen Daten, wird eine Prognose der Populationsentwicklung für die untersuchten Jahrgänge möglich.
- b. M-P ist stadienabhängig und fällt mit verschiedenen physiologischen Parametern zusammen.
- c. Die Prädationsrate ist von der Art des Fischbesatzes und der Ätilität abhängig.

2. Wachstum und Ätilität

- a. Längenwachstum, Gewichtszunahme und Gewichtszustandswert sind vom Planktonangebot und dem Entwicklungsstadium abhängig.
- b. Dabei muß berücksichtigt werden, daß bestimmte Planktongrößen bevorzugt werden.

Die Ergebnisse zeigen, daß mit den beschriebenen Arbeitsmethoden Populationsforschung an Anurenlarven für die Anwendung in der Naturschutzpraxis möglich ist.

VI. LITERATUR

- ADOLPH, E.F. 1929 : The quantitative Effekt of
Crowding on the Rate of
Growth of Tadpoles. -
Anatomical Record 44 : 227,
Philadelphia
- ALTIG, R., KELLY, J.P., WELLS, M. & PHILLIPS, J. 1975:
Digestive Enzymes of seven
Species of Anuran Tadpoles. -
Herpetologica 31 (1) :
104-108, Chicago
- BADISCHE ANILIN & SODA FABRIK: BASF Kunststoffe. -
4. Auflage, Ludwigshafen
- BAILEY, N.T.J. 1952 : Improvements in the inter=
predation of recapture data. -
Journal of Animal Ecology
21 : 120-127, London
- BARRINGTON, E.J.W. 1946: The delayed development
of the stomach in the frog
(Rana temporaria) and the
toad (Bufo bufo). -
Proceedings of the Zoological
Society of London 116 (1) :
1-21, London
- Von BERTALANFFY, L., BEIER, W. & LAUE, R. 1977:
Biophysik des Fließge=
wichtes. - Braunschweig

- BLES, E.J. 1905 : The life history of Xenopus laevis. - Transactions of the royal Society 41 (789),
Edinburg
- BRAGG, A.N. 1940 : Observations on the Ecology and natural history of Anura.
I. Habits, habitat and Breeding of Bufo cognatus, SAY. - American Naturalist 74 : 424-438,
Lancaster
- BUGAYSKI, W. 1940 : Über die Ernährung der Kaulquappen von Rana arvalis NILS. in Teichen. - Arch. Hydrobiol. Rybactwa 5 : 285-304, Suwalki
- CAMBAR, R. & GIPOULOUX, J.D. 1956: Table Chronologique du Developpement Embryonnaire et Larvaire du Crapaud commun Bufo bufo L. - Bull. Biol. Fr. Belg. 90 : 198-217
- CAMPBELL, R.C. 1971: Statistische Methoden für Biologie und Medizin. - Stuttgart
- CONTE, E. & SIRLIN, J.L. 1952: Pattern Series of the first Embryonary Stages in Bufo arenarum. - Anatomical Record 112 : 125-135,
Philadelphia

- DISTER, E. 1978 : Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. - Dissertation in Vorbereitung an der Georg August Universität Göttingen im Fachbereich Biologie
- DIPPEL, L. 1904 : Diatomeen der Rhein-Mainebene. - Braunschweig
- DODD, J.M. 1950 : Ciliary Feeding Mechanisms in Anuran. - *Nature* 165 (4190) : 283
- EIBL-EIBESFELD, I. 1950: Ein Beitrag zur Paarungsbiologie der Erdkröte (Bufo bufo L.). - *Behaviour* 2 : 208-232, Leiden
- ESAKI, S. 1926 : Zur Frage der Ernährung von Amphibienlarven durch im Wasser gelöste Nährstoffe und andere Lösungen. - *Folia anat.japonica* IV (1) : 213-224, Tokyo
- FLINDT, R. & HEMMER, H. 1969: Gefahr für Froschlurche durch ausgesetzte Sonnenbarsche. - *Deutsche Aquarien und Terrarien-Zeitschrift* 22 (1) : 24-25, Stuttgart
- FRITZ, H.G. 1978 : Abundanzmessungen an Diptera und Nematocera im hessischen Rheinauegebiet. - Diplomarbeit in Vorbereitung an der Technischen Hochschule Darmstadt im Fachbereich Biologie

- GOSNER, K.L. 1960 : A Simplified Table for Staging Anuran Embryos and Larvae with Notes on Identification. - Herpetologica 16 : 182-190, Chicago
- GOULDEN, C.H. 1952 : Methods of Statistical Analysis.- New York, London
- GROSPIETSCH, Th. 1972: Testacea und Heliozoa. - Die Binnengewässer, Stuttgart
- HAJEK-HALKE, H. 1949: Freilandbeobachtungen an Bufo bufo LINNE aus dem westlichen Allgäu und Bodensee-Gebiet. - Wochenschrift für Aquarien- und Terrarienkunde 43 : 264-267, Braunschweig
- HASELOFF, O.W. & HOFFMANN, H.J. 1970: Kleines Lehrbuch der Statistik.- Berlin
- HERREID, C.F. & KINNEY, S. 1966: Survival of Alaskan Woodfrog (Rana sylvatica) Larvae. - Ecology 47 (6) : 1039-1041, Lancaster
- HEUSSER, H. 1958 : Über die Beziehungen der Erdkröte (Bufo bufo L.) zu ihrem Laichplatz I. - Behaviour 12 : 208-232, Leiden

- HEUSSER, H. 1960 : Über die Beziehungen der Erdkröte (Bufo bufo L.) zu ihrem Laichplatz II. - Behaviour 16 : 93-109, Leiden
- HEUSSER, H. 1963 : Die Ovulation des Erdkrötenweibchens im Rahmen der Verhaltensorganisation von Bufo bufo L. - Revue Suisse de Zoologie 70 : 741-758, Genève
- HEUSSER, H. 1968a : Die Lebensweise der Erdkröte Bufo bufo (L.); Laichzeit: Umstimmung, Ovulation, Verhalten. - Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft 113 : 257-289, Zürich
- HEUSSER, H. 1968b : Die Lebensweise der Erdkröte Bufo bufo (L.) Wanderungen und Sommerquartiere. - Revue Suisse de Zoologie 75 : 927-982, Genève
- HEUSSER, H. 1968c : Die Lebensweise der Erdkröte Bufo bufo (L.), Größenfrequenzen und Populationsdynamik. - Mitteilung der Naturforschenden Gesellschaft 29 : 1-29, Schaffhausen

- HEUSSER, H. & OTT, J. 1968: Wandertrieb und populationsspezifische Sollzeit der Laichwanderung bei der Erdkröte Bufo bufo (L.). - Revue Suisse de Zoologie 75 : 1005-1022, Genève
- HEUSSER, H. & SCHLUMPF, H. U. 1971: Elritzen fressen gezielt Kaulquappen. - Deutsche Aquarien- und Terrarienzeitschrift 24 (1) : 29-31, Stuttgart
- HÖLL, K. 1970 : Wasser. Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie. - Berlin
- HUSTEDT, F. 1909 : Süßwasser - Diatomeen Deutschlands. - Handbücher für die praktische naturwissenschaftliche Arbeit V, Stuttgart
- JAEGER, R. 1968 : Zur Altersabhängigkeit der Herzfrequenz bei Anurenlarven. - Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft : 463-471, Innsbruck
- JUNGFER, W. 1943 : Beiträge zur Biologie der Erdkröte (Bufo bufo L.) mit besonderer Berücksichtigung der Wanderung zu den Laichgewässern. - Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 40 : 117-157, Berlin

- JUNGFER, W. 1951 : Wie findet die Erdkröte ihr Laichgewässer ? - Kosmos 47 (3) : 136-138, Stuttgart
- KADEL, K. 1975a : Freilandstudien zur Überlebensrate von Kreuzkrötenlarven (Bufo calamita LAUR.). - Revue Suisse Zoologie 82 (2) : 237-244, Genf
- KADEL, K. 1975b : Studien zur gegenseitigen Wachstumsbeeinflussung bei Larven von Bufo calamita, Bufo viridis und Bufo bufo im Hinblick auf ihre ökologische Bedeutung. - Dissertation im Fachbereich Biologie an der Johannes Gutenberg Universität, Mainz
- KLEE, O. 1975 : Hydrobiologie. Einführung in die Grundlagen. Beurteilungskriterien für Trinkwasser und Abwasser. - Stuttgart
- KOLLER, S. 1969 : Graphische Tafeln zur Beurteilung statistischer Zahlen. - 4. Aufl., Darmstadt
- KRATOCHWILL, K. 1933 : Zur Morphologie und Physiologie der Nahrungsaufnahme der Froschlarven. - Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie 164 (421), Leipzig

- KRIZENECKY, J. 1924 : Experimentelle Untersuchungen zur Frage nach der Ernährung der Wassertiere durch gelöste Nährstoffe. - Zoologischer Anzeiger 58 : 187-194, Leipzig
- KRIZENECKY, J. 1925 : Zur Frage der Ernährung von Amphibien-Larven durch im Wasser gelöste Nährstoffe (Bemerkungen zur gleichbetitelten Abhandlung von Fr. Bock). - Zoologischer Anzeiger 62 : 65-71, Leipzig
- KUNTZ, A. 1924 : Anatomical and physiological changes in the digestive System during metamorphosis in Rana pipiens and Amblystoma tigrinum. - Journal of Morphology 38 : 581-598, Philadelphia
- LIEBMANN, H. 1962 : Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie. - München
- LIMBAUGH, B.A. & VOLPE, E.P. 1957: Early development of the Gulf Coast Toad, Bufo valliceps WIEGEMANN. - American Museum Novitates 1842 : 1-32, New York
- LINDAU, G. 1926 : Die Algen. - Berlin

- LUCAS,E.A.& REYNOLDS,W.A. 1967: Temperature selektion
by amphibian Larvae. - Physiol.
Zool. 40 : 159-171, Chicago
- MERCK : Die Untersuchung von Wasser,
4. Aufl.
- NAUMANN,E. 1932 : Grundzüge der regionalen
Limnologie. - Stuttgart
- ODUM,E.P. 1971 : Fundamentals of Ecology. -
Philadelphia, London,
Toronto
- OKSCHE,A.& UECK,M. 1976: The Nervous System, in
Physiology of the Amphibia. -
New York, San Francisco,
London
- RAUH,W.& SENGHAS,K. 1968: Schmeil-Fitschen -
Flora von Deutschland und
seinen angrenzenden Gebieten. -
Heidelberg
- RICKER,E. 1956 : Uses of Marking Animals in
Ecological Studies: The
Marking of fish. - Ecology,
37 (4) : 665-669, Lancaster
- ROMEIS,B. 1968 : Mikroskopische Technik. -
16. Aufl., München, Wien

- ROSE, S.M. 1960 : A feedback mechanism of growth control in tadpoles. - Ecology 41 : 188-199, London
- RUTTNER - KOLISKO, A. 1972: Rotatoria - Die Binnengewässer. - Stuttgart
- RÜHMEKORF, E. 1958 : Beiträge zur Ökologie mittel-europäischer Salientia II. Temperaturwahl der Larven. - Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 47 : 20-36, Berlin
- RYLOV, W.M. 1935 : Das Zooplankton der Binnengewässer. - Die Binnengewässer. - Stuttgart
- SACHS, L. 1974 : Statistische Auswertungsmethoden. - Berlin
- SAVAGE, R.M. 1934 : The Breeding Behaviour of the Common Frog, Rana temporaria LINN. and of the Common Toad, Bufo bufo bufo LINN. - Proceedings of the Zoological Society I : 55-70, London
- SAVAGE, R.M. 1937 : The Ecology of Young Tadpoles, with special reference to the Nutrition of the Early Larvae of Rana temporaria temporaria LINN., Bufo bufo bufo LINN. and Bombina variegata variegata LINN. - Proceedings of the Zoological Society 107 (A) : 249-260, London

- SAVAGE, R.M. 1952 : Ecological, physiological and anatomical observations on some species of Anuran tadpoles. - Proceedings of the Zoological Society 122 : 467-514, London
- SCHWERDTFEGGER, F. 1968: Ökologie der Tiere. - Demökologie II. - Hamburg und Berlin
- SCHWERDTFEGGER, F. 1975: Ökologie der Tiere. - Synökologie III. - Hamburg und Berlin
- SCHWOERBEL, J. 1966 : Methoden der Hydrobiologie. - Kosmos, Stuttgart
- SLOBODKIN, L.B. 1961 : Growth and regulation of animal populations. - New York
- SOUTHWOOD, T.R.E. 1966: Ecological Methods. - London
- TISCHLER, W. 1976 : Einführung in die Ökologie. - Stuttgart
- UTERMÖHL, H. 1958 : Zur Vervollkommenung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. - Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, Mitteilungen Nr. 9 : 1-38, Stuttgart

WELCH, H.E. 1960

: Two Applications of a Method
of Determining the Error of
Population Estimates of Mosquito
Larvae by the Mark and Recapture
Technique. - Ecology 41 (1) :
228-229, Lancaster

Lebenslauf

Ich wurde am 12. August 1949 als Sohn des technischen Angestellten Willy Viertel und dessen Ehefrau Herta, geb. Wetzelsberger in Oppenheim geboren.

Meiner Einschulung an Ostern 1956 in die Volksschule zu Oppenheim folgte an Ostern 1961 der Übertritt in das Staatliche Neusprachliche Gymnasium zu Oppenheim, das ich im Juni 1969 mit dem Zeugnis der Reife verließ.

Nach der achtzehnmonatigen Pflichtwehrdienstzeit nahm ich im April 1971 das Studium der Biologie und Geographie an der Johannes Gutenberg Universität zu Mainz auf.

Im Schuljahr 1974/75 war ich Vertragslehrer im Unterrichtsfach Biologie an meiner ehemaligen Schule. Die wissenschaftliche Prüfung für das Lehramt an Gymnasien wurde 1975 abgelegt. Im Januar 1976 ließ mich der Dekan des Fachbereiches Biologie zur Promotion zu. Seit April 1977 bin ich wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Zoologie.

Bruno Viertel

Oppenheim, den 21.6.1978

Staatsangehöriger: Deutscher

wohnhaft in 6504 Oppenheim, Baumschulweg 68

